

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

NEW: Nährstoffe – Energie – Wasser

Band 232 - Wien 2015

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Band 232

NEW: Nährstoffe – Energie – Wasser

ÖWAV - Seminar - Wien 2015

TU Wien

24.-25. Februar 2015

Herausgeber:

Mag. Dr. Norbert Kreuzinger,

a.o.Univ.-Prof. DI Dr. Matthias Zessner

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement
und Abfallwirtschaft

Veranstalter



Technische Universität Wien
Institut für Wassergüte,
Ressourcenmanagement
und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13 / 226
1040 Wien



zukunft
S E I T 1 9 0 9
denken

Österreichischer
Wasser- und
Abfallwirtschaftsverband

Marc - Aurel - Straße 5
1010 Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Karlsplatz 13/226; 1040 Wien
Tel.: + 43 1 58801 - 22611
Fax: + 43 1 58801 - 922611
E-Mail: iwag@iwag.tuwien.ac.at

Alle Rechte vorbehalten.

Ohne Genehmigung der Herausgeber ist es nicht gestattet,
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen

© Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft TU-Wien, 2015

Druck: RiegelNIK
1080, Piaristengasse 19

ISSN 0279 - 5349
ISBN 978-3-85234-126-2

Inhaltsverzeichnis

Jörg Krampe	1 - 14
Abwasser im Nährstoff-Energie-Wasser-Kontext.	
Josef Eitzinger	15 - 30
Klima – Landwirtschaft – Wasser.	
Christian Schilling, Karl Schwaiger	31 - 50
Nationale und internationale Entwicklung zum Water-Food-Energy-Nexus.	
Benoît Bletterie	51 - 66
Herausforderungen für die zukünftige Stromversorgung in Österreich und Europa.	
Helmut Rechberger	67 - 80
Stoffflussanalysen und Ressourcenmanagement.	
Christian Plas, Bernd Brandt	81 - 88
Ökobilanzen und Life-Cycle-Assessment - Überblick und Begriffsklärung.	
Matthias Zessner, Simon Thaler, Gerold Hepp, Fatima Bertrán de Lis	89 - 108
Water Footprinting – der Wasserfußabdruck.	
André Spindler	109 - 122
Redundante Prüfung von KA-Betriebsdaten als Basis für weitergehende Betrachtungen.	
Helmut Kroiss, Karl Svardal	123 - 138
Der Zusammenhang zwischen Nährstoffentfernung und Energieverbrauch bei der Abwasserreinigung.	
Stefan Lindtner, Fiona Vohryzka	139 - 152
Der Energieverbrauch österreichischer Kläranlagen.	
Otto Nowak, Peter Enderle, Martin Schloffer, Evelyn Lang	153 - 182
Elektrische Lastverschiebung in der Abwasserreinigung – Kommunale Kläranlagen als Bestandteil smarter Energiesysteme?	

Vanessa Parravicini, Karl Svardal	183 - 204
Klimarelevante Emissionen aus der Abwasserentsorgung	
Bernhard Teiser	205 - 216
Das Braunschweiger Modell: Langjährige Praxiserfahrungen mit der Abwasserwiederverwertung	
Josef Lahnsteiner, Ferdinand Klegraf, Patrick Andrade, Rajiv Mittal	217 - 234
Eine Internationale Perspektive von Water-Reuse	
Norbert Kreuzinger	235 - 254
Potential einer Abwasserwiederverwendung in Österreich	

Vorwort

Bei seiner Antrittsvorlesung stellte Prof. Jörg Krampe als neuer Vorstand des Fachbereichs Wassergütwirtschaft an der TU-Wien das Konzept *NEW: Nährstoffe – Energie – Wasser* vor. Das ÖWAV/TU-Seminar des Jahres 2015 greift diesen zukunftsweisenden Ansatz auf, um ihn den in der Praxis der Wasserwirtschaft stehenden AkteurInnen näher zu erläutern und zu vertiefen. Der Grundgedanke von *NEW* ist es, im Sinne einer nachhaltigen, modernen Entwicklung die Wassergütwirtschaft und Abwasserreinigung nicht als allein stehende Bereiche zu betrachten, sondern die vielfältigen Schnittstellen zu anderen Themenbereichen wie Energiewirtschaft, Klimaschutz oder Ressourcenmanagement bis hin zu Fragen von Ernährungssicherheit, Konsumentenschutz und Krisenmanagement mitzubehandeln.

Da viele der dabei verwendeten Begriffe und Methoden bei den AkteurInnen der Wasserwirtschaft noch nicht so tief verankert sind, nähert sich das Seminar ganz grundsätzlichen Fragen im Zusammenhang von *NEW*. So wird auf aktuelle Schlagworte wie den Ernährungs-Energie-Wasser-Nexus eingegangen und der Stand des Wissens über aktuelle und zukünftige Probleme und Möglichkeiten der Energieversorgung behandelt. Konzepte wie Stoffflussanalyse, Ökobilanzen, Life Cycle Assessment oder Waterfootprinting werden erläutert und die Möglichkeiten und Grenzen dieser Instrumente aufgezeigt. Über die Grundlagen hinaus werden beim Seminar die zuvor angesprochenen Ansätze und Instrumente auf Fragestellungen der wassergütwirtschaftlichen Praxis und Forschung heruntergebrochen und angewandt. Konkrete Beispiele befassen sich etwa mit der Bedeutung der Stoffbilanzierung in der Abwasserreinigung, mit Ansätzen für Ökobilanzen in der Abwasserentsorgung oder der Bedeutung der Abwasserwiederverwendung.

Der vorliegende Band der Wiener Mitteilungen präsentiert die Vorträge in schriftlicher Form um den Teilnehmern des Seminar, aber auch Interessierten, die das Seminar nicht besuchen konnten, die Information in nachhaltiger Form zur Verfügung zu stellen.

Wien, im Februar 2015

Matthias Zessner und Norbert Kreuzinger

Abwasser im Nährstoff-Energie-Wasser-Kontext

Jörg Krampe

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

Abstract: Der vorliegende Betrag beschäftigt sich mit dem Potential der Nutzung von Abwasser als Ressource. Es werden übersichtsartig neue Technologien und Forschungsthemen im Bereich der Energiegewinnung aus Abwasser, der Nährstoff- und Ressourcengewinnung aus Abwasser und die Abwasserwiederverwendung vorgestellt und diskutiert. Im Einzelnen werden die Erzeugung von Alginaten sowie Rohstoffen für die Herstellung von Biokunststoffen aus Abwasser vorgestellt. Im Hinblick auf energetische Themen werden Technologien zur Nutzung von Mikroalgen, mikrobielle Brennstoffzellen und Wasserstoffbasierte Technologien präsentiert. Im Themengebiet Wasserwiederverwendung wird auf verschiedene Arten der Abwasserwiederverwendung im kommunalen Bereich sowie Ansätze zur Risikobewertung eingegangen. Abschließend werden mögliche Einsatzbereiche solcher neuen Technologien kritisch diskutiert.

Key Words: NEW, Abwasser als Ressource, Rückgewinnung

1 Einleitung

Während die ursprüngliche Aufgabe der Abwasserreinigung in der schadlosen Einleitung von gereinigtem Abwasser in die aufnehmenden Gewässer lag, wird heute zunehmend der Wert der Abwasserinhaltsstoffe erkannt und auf eine Rückgewinnung ebendieser abgezielt. Es muss aber hervorgehoben werden, dass in einzelnen Teilbereichen der Abwasserreinigung schon lange auf eine Rückgewinnung von Abwasserinhaltsstoffen gesetzt wird. Ansätze wie z.B. die landwirtschaftliche Klärschlammausbringung sind jedoch in den letzten Jahren verstärkt unter Druck geraten oder bei Technologien wie z.B. der Schlammfaulung und Energiegewinnung haben sich die Wirtschaftlichkeitsgrenzen verschoben, so dass die Nutzung des Abwassers als Ressource derzeit ein sehr aktuelles Thema ist. Nicht zuletzt durch die intensive Forschung im Bereich des Ressourcenschutzes und der Endlichkeit einzelner Ressourcen gibt es heute viele neue Ansatzpunkte auf den Kläranlagen.

Neben der Ressourcenschutz-Thematik bietet die aktuelle Herangehensweise auch ein großes Potential bei der Vermittlung eines positiven Images der

Abwasserreinigung und der damit verbundenen Akteure. In den Niederlanden beispielsweise werden Kläranlagen heute schon als Nutrient, Energy oder Water Factories bezeichnet. Dieses Konzept wird auch in anderen Ländern vermehrt aufgegriffen.

Seitens der International Water Association (IWA) wurde unter der Leitung von Prof. Willy Verstraete und Prof. Peter Cornel ein Resource Recovery Cluster gegründet, der im Spätsommer 2015 die erste IWA Resource Recovery Conference in Gent ausrichten wird. Ziel dieser Konferenz ist die Verknüpfung und Abstimmung der Potentiale aus der Abwasserreinigung mit den Anforderungen der Industrie und Märkten an die Produkte aus den Rückgewinnungsprozessen der Kläranlagen bzw. NEW-Factories.

Vor dem Hintergrund der Vielzahl der Aktivitäten im Bereich der Nutzung des Abwassers als Ressource liefert der vorliegende Beitrag einen Überblick über die Möglichkeit der Kläranlagen, als Nährstoff-, Energie- und Wasserlieferant fungieren zu können.

2 Ressourcen im Abwasser

2.1 Abwasser und Nährstoffe

2.1.1 Einleitung

Hauptthema in diesem Block war im letzten Jahrzehnt die Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlammaschen. Einen guten Überblick und Technologievergleich zu diesem Thema geben Egle et al. (2014). Eine konkrete Initiative zur gezielten Phosphor-Nutzung aus kommunalem Klärschlamm wird im Vortrag von Pollak und Scherz (2015) präsentiert, so dass in diesem Beitrag nicht näher auf diese Thematik eingegangen werden soll.

Neben der Rückgewinnung der im Abwasser enthaltenen Nährstoffe, können natürlich auch andere Ressourcen aus dem Abwasser zurück gewonnen werden. Hier gibt es derzeit eine Vielzahl an Forschungsthemen von denen im Nachfolgenden einige aktuelle Schwerpunkthemen aufgegriffen und erläutert werden.

2.1.2 Alginate bei granularem belebtem Schlamm

In den vergangenen Jahren fanden zahlreiche Untersuchungen zur kommunalen Abwasserreinigung mit aerob granuliertem Belebtschlamm (AGS) statt. Hierbei bildet der suspendierte Schlamm kompakte Agglomerate, die ein ausgesprochen gutes Absetzverhalten aufweisen. Die strukturellen Eigenschaften des AGS

ergeben sich zum Teil aus einem im Vergleich zum flockenbildenden Schlamm erhöhten Gehalt an extrazellulären polymeren Substanzen (EPS). Die gelartige Beschaffenheit der EPS fördert dabei die Zusammenlagerung negativ geladener Bakterien zu großen Flockenverbänden.

Weitergehende Untersuchungen von Lin et al. (2008) zur Beschaffenheit granulierter Schlämme zeigten die Anwesenheit von alginatartigen Polysacchariden (engl. alginate like exopolysaccharides, kurz: ALE). Alginate werden als Verdickungsmittel in der Lebensmittel- und Papierindustrie sowie dem Textildruck eingesetzt und derzeit zumeist aus Braunalgen gewonnen (McHugh, 1987).

Die Art der in den Alginaten enthaltenen Hauptkomplexbildner sowie die Anzahl der Querverbindungen beeinflusst die Stabilität des gebildeten Gelkomplexes (Lin et al., 2012) und im Weiteren die biologische Abbaubarkeit. Eine gute Abbaubarkeit besitzen Natrium-Alginate (Sawabe et al., 1995). Bei der Anwesenheit bivalenter Kationen wie Calcium wurde dagegen eine verminderte Abbaubarkeit festgestellt (Hogendoorn, 2013). In diesem Fall ist mit negativen Auswirkungen auf die anaerobe Behandlung granulierter Schlämme, speziell im Hinblick auf den Gas- und Methanertrag (Energieausbeute), sowie mit erhöhten Entsorgungskosten zu rechnen.

Hogendoorn (2013) betrachtete eine Verfahrensweise mit einer der anaeroben Schlammbehandlung vorgeschalteten ALE-Extraktion. Die Untersuchungen umfassten unter anderem die Optimierung einer Extraktionsmethode nach Lin et al. (2008) mit Variation der Chemikaliendosierung und der Extraktionszeit. Die Versuche zielten auf die größtmögliche ALE-Extraktion und damit einhergehende Erhöhung der anaeroben Abbaubarkeit ab. Die Ergebnisse zeigten jedoch eine Abnahme der anaeroben Abbaubarkeit der vorbehandelten Schlämme um 13 %, wobei als Ursache das Erhitzen der Probe während der ALE-Extraktion angenommen wird.

Der aktuelle Wissensstand verdeutlicht, dass für die großtechnische ALE-Extraktion weiterer Forschungsbedarf zur Entwicklung einer wirtschaftlichen Extraktionsmethode besteht. Bei dem zu erwartenden zunehmendem Betrieb von Anlagen mit aerob granuliertem Belebtschlamm könnte die Gewinnung und industrielle Weiterverarbeitung der alginartigen Polysaccharide aus granularem Überschussschlamm eine interessante Innovation sein.

2.1.3 PHA-Produktion über anaerobe Prozesse als Ausgangsmaterial für die Herstellung von Biokunststoff

Die weltweite Anreicherung von fossilen Kunststoffen in der Umwelt, insbesondere in den Weltmeeren (UNEP, 2009), wird als ein maßgebliches ökologisches Problem angesehen. Die bei weitem größten und am einfachsten zu realisierende Potentiale, diesem Problem entgegenzutreten, liegen in politischen und technologischen Maßnahmen zu Vermeidung, Sammlung, Recycling und Verwertung von Kunststoffen. Doch auch die Substitution von fossilem Plastik durch Bioplastik ist ein wichtiges und wirtschaftlich äußerst schnell wachsendes Feld (Kircher, 2010).

Ein kommerziell schon erfolgreich produziertes biologisch abbaubares Ausgangsprodukt für die Herstellung von Biokunststoff ist die Polymergruppe der Polyhydroxyalkanoate (PHA). Diese Polymergruppe weist gute Materialeigenschaften auf und kann beispielsweise bei der Verpackung von Lebensmittel- und Kosmetikprodukten oder als Gehäuse von Mobiltelefonen Verwendung finden (Erickson et al., 2012). PHAs können unter anderem auch aus dem in Abwasserströmen enthaltenem CSB fermentiert werden (Pittmann und Steinmetz, 2014). Dies passiert in zwei Hauptschritten:

- Produktion organischer Fettsäuren (VFAs) durch acidogene Fermentation
- Synthese von PHA mittels dafür selektierter Belebtschlambakterien; die VFAs dienen dabei als Substrat.

Nach Pittmann und Steinmetz (2013) ist als Ausgangssubstrat für die VFA-Produktion Primärschlamm am besten geeignet, nach Lee et al. (2014) eine Mischung aus Primär- und Überschussschlamm.

Ein Vorteil der Produktion von Bioplastik aus Abwasser (bzw. generell aus organischen Abfällen) liegt darin, dass keine Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion besteht. Da Klärschlamm ein äußerst heterogenes Stoffgemisch ist, stellt das „downstreaming“ der PHA einen zentralen Produktionsschritt dar (Koller et al., 2012). Das letztlich entscheidende Kriterium bezüglich der Anwendbarkeit der Produktion von Bioplastik aus Abwasser liegt jedoch in der wirtschaftlichen Rentabilität in Konkurrenz zur Petrochemie. Diese ist derzeit nicht gegeben (Keshavarz und Roy, 2010). Am ehesten zu erreichen ist diese Konkurrenzfähigkeit mittels Bioraffineriesystemen, also einer analogen Herangehensweise zur Petrochemie (Cherubini, 2009). Eine potentielle Möglichkeit, der Konkurrenz mit der petrochemischen Massenproduktion zu entgehen, liegt in der Produktion von „low-volume-high-cost-items“ (Keshavarz und Roy, 2010).

2.2 Abwasser und Energie

2.2.1 Einleitung

Der Energiegehalt des Abwassers liegt im Wesentlichen in der Temperatur und der organischen Belastung. In Abhängig vom Einzugsgebiet ist teilweise auch nutzbare potentielle Energie vorhanden.

Zum Thema Energie aus Abwasser - Wärme- und Lageenergie sei im Wesentlichen auf das DWA Merkblatt 114 (2009) verwiesen. Für die Nutzung der Lageenergie gibt es eine Vielzahl von Beispielen, bei denen im Zulauf oder Ablauf von Kläranlagen erfolgreich Turbinen zur Stromerzeugung eingesetzt werden (z.B. HKA Wien). Dies ist jedoch immer einzelfallabhängig, so dass darauf an dieser Stelle nicht weiter eingegangen wird.

Eine Nutzung der Abwasserwärme ist durch den Einsatz von Wärmetauschern und Wärmepumpen möglich. In der Schweiz und in Skandinavien gab es im Jahr 2010 schon mehr als 100 realisierte Installationen mit Leistungen zwischen 100 und 70.000 kW Wärme (Müller und Butz, 2010). Die ersten Anlagen in der Schweiz und in Deutschland sind mittlerweile mehr als 30 Jahre alt und in einigen Gebieten (z.B. Stuttgart, Emschergenossenschaft) gibt es bereits frei verfügbare Energiekarten, die nutzbare Haltungen aufzeigen. Zum Thema Heizen und Kühlen mit Abwasser gibt es eine Vielzahl an Leitfäden und Handlungsempfehlungen, wobei hier nur auf Müller et al. (2009) verwiesen wird.

Einen Überblick über den chemischen Energiegehalt des Abwassers geben Kroiss und Svardal (2009). Danach entspricht die organische Belastung des Abwassers einem Energiegehalt von 155 kWh/E/a. Anhand verschiedener Fallbeispiele berechnen die Autoren die Energiebilanz für unterschiedliche Verfahrenskombinationen. Für Erläuterungen zum Zusammen zwischen Nährstoffentfernung und den Energieverbrauch bei der Abwasserreinigung sei auf Kroiss (2015) verwiesen.

Ein vielfältiges und derzeit sehr aktiv bearbeitetes Themengebiet stellt die Erzeugung von gut speicherbarer Energie dar, die ggf. auch für Mobilitätszwecke genutzt werden kann. Einige Beispiele werden nachfolgend diskutiert.

2.2.2 Mikroalgen und Co-Vergärung bzw. Biokraftstoffe

Ein international viel beachtetes Arbeitsgebiet stellt die Kultivierung von Mikroalgen auf Kläranlagen dar. Als Substrat für die Mikroalgen wird dabei entweder das mechanisch vorbehandelte Abwasser oder der Ablauf der biologischen Stufe verwendet. Abhängig vom Substrat werden unterschiedliche

Spezies, mit sehr unterschiedlichen Ertragskoeffizienten und Lipid-Gehalten selektiert. Eine gute Übersicht geben Pittman et al. (2011). Wegen der vorwiegend photosynthetischen Prozesse sind zum Erreichen hoher Umsatzraten entweder flache Teiche oder technische Systeme mit durchsichtigen Rohrleitungen erforderlich. Zur Optimierung des Wachstums der Mikroalgen kann in die Systeme zusätzlich CO_2 eingetragen werden (Ji et al., 2013), wofür beispielsweise die Abgase aus Blockheizkraftwerken in Frage kommen. Technisch aufwendig ist die Abtrennung der Mikroalgen vom gereinigten Abwasser, hier kommen Verfahren wie die Dissolved Air Flotation Filtration (DAFF) oder speziell entwickelte Technologien zum Einsatz, die einen großen Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit des Verfahren haben (Sturm und Lamer, 2011).

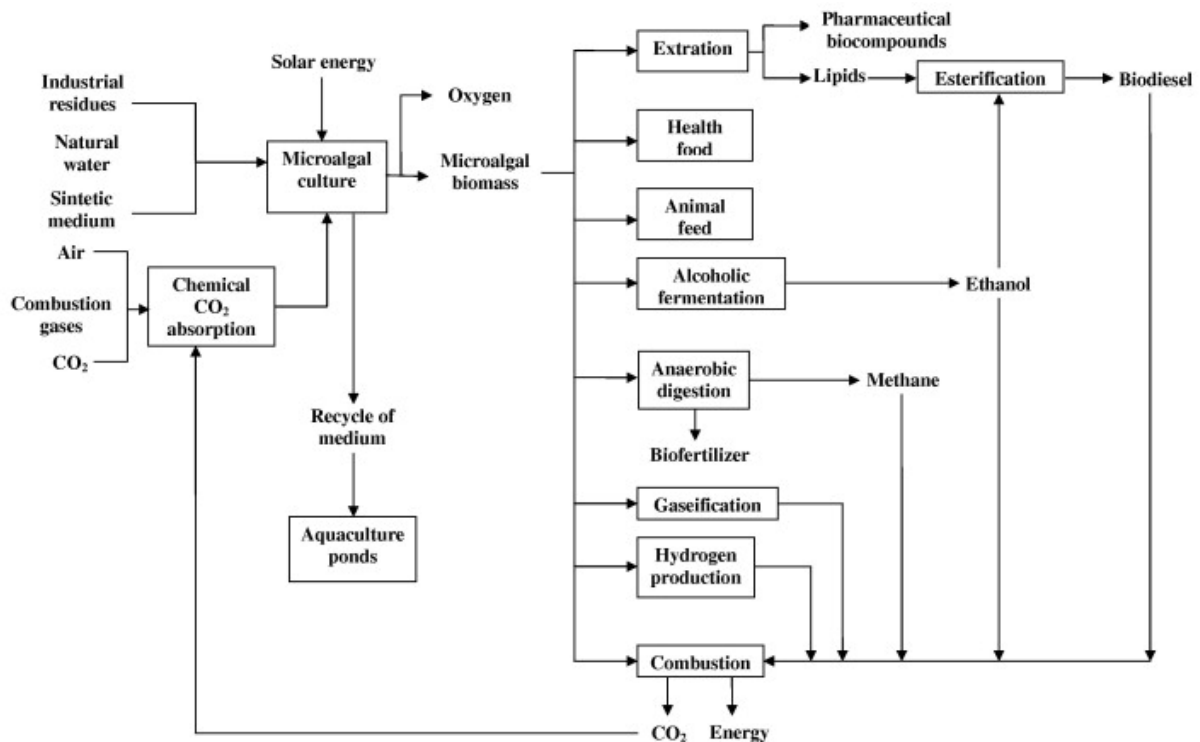


Abbildung 1: Möglichkeiten der Nutzung von Mikroalgen als Energieträger (Costa und de Morais, 2011)

Eine Besonderheit der Mikroalgen ist, dass sie einfach zu vermehren sind und als Ausgangsstoff für viele Prozesse verwendet werden können. Einen guten Überblick über die Nutzungsmöglichkeiten von Mikroalgen bieten Costa und de Morais (2011). Das Anwendungsspektrum reicht dabei von der direkten Co-Vergärung der Mikroalgen bis hin zur Erzeugung von Biodiesel wobei die Effizienz des Verfahrens sehr stark von den klimatischen Bedingungen abhängt.

2.2.3 Mikrobielle Brennstoffzellen

Bei mikrobiellen Brennstoffzellen erfolgt eine direkte Umsetzung der chemischen Energie in elektrische Energie. Dabei befinden sich die Mikroorganismen in anaerob gehaltenen Anodenkammern. Das Substrat wird durch Bakterien abgebaut und die freigesetzten Elektronen werden auf die Brennstoffzellenanode übertragen.

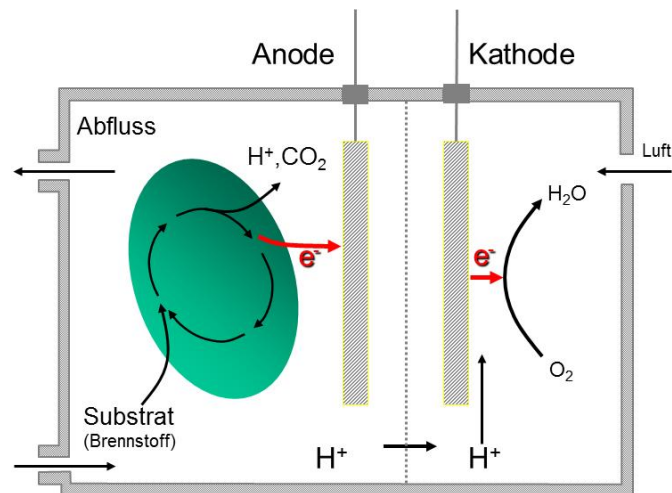


Abbildung 2: Schematische Illustration einer mikrobiellen Brennstoffzelle (Schröder, 2007)

Während die Elektronen einen externen Stromkreis durchlaufen, gelangen die ebenfalls freigesetzten Protonen durch einen Separator in den Kathodenraum. An der Kathode erfolgt dann die Reduktion eines Elektronenakzeptors (meist Sauerstoff) mit den Protonen und Elektronen von der Anode. (Schröder, 2007)

Von vielen Forschern werden die mikrobiellen Brennstoffzellen als vielversprechende Technologie für die Zukunft gesehen, wobei anerkannt wird, dass noch sehr große technische Fortschritte erforderlich sind, bis eine Kommerzialisierung der Technologie möglich ist. Gleichwohl wird dieses Thema derzeit weltweit sehr intensiv bearbeitet.

2.2.4 Wasserstoffbasierte Technologien

Wasserstoff wird von vielen Gruppen als Energieträger der Zukunft angesehen, der sowohl zum Antrieb von Fahrzeugen als auch stationär für die Erzeugung von Strom und Wärme eingesetzt werden kann. In diesem Zusammenhang werden Kläranlagen als ein idealer Standort für die erforderlichen technischen Einrichtungen diskutiert und teilweise als Tankstellen der Zukunft propagiert. Technologischer Vorreiter auf diesem Themengebiet ist das Land Nordrhein-Westfalen in Deutschland, welches eine Vielzahl von Projekten und Initiativen fördert. Im Rahmen der Förderinitiative ist unter anderem auch ein Bericht zum

Einsatz der Wasserstofftechnologie in der Abwasserbeseitigung - Kompendium Wasserstoff entstanden (Bolle et al., 2012), der eine sehr gute Zusammenfassung des aktuellen Standes der Technik in Bezug zur Siedlungswasserwirtschaft darstellt.

Die Erzeugung von Wasserstoff auf Kläranlagen ist thematisch interessant, da bei der Wasserelektrolyse neben dem Wasserstoff auch Reinsauerstoff als Endprodukt entsteht. Dieser Reinsauerstoff kann auf Kläranlagen für die biologische Abwasserreinigung eingesetzt werden, so dass sich für die Kläranlagen auch bei der Reformierung von Wasserstoff aus Erdgas ein gewisser Standortvorteil ergibt. Neben der Nutzung von Erdgas kann aber auch Biogas reformiert werden, wofür jedoch eine aufwändige Reinigung des Biogases erforderlich ist. Auf der Kläranlage Bottrop der Emscher-Genossenschaft wurde im Rahmen des Forschungsprojektes EuWaK die Erzeugung von Wasserstoff aus Biogas mittels Dampfreformer erprobt.

Eine alternative Methode zur Wasserstofferzeugung auf Kläranlagen ist die fermentative Erzeugung von Wasserstoff in der Faulung. Wasserstoff entsteht bei der Faulung als Zwischenschritt. Für die fermentative Wasserstofferzeugung wird die Methanbildung durch die Wahl geeigneter Randbedingungen unterdrückt, so dass vermehrt Wasserstoff entsteht. Einen guten Überblick über den aktuellen Stand der Forschung gibt Mariakakis (2013), der Untersuchungen zur zweistufigen Faulung mit einer Wasserstoffproduktion in der ersten Stufe und einer anschließenden weitergehenden anaeroben Stabilisierung mit der Erzeugung von Methan untersuchte. Wesentlich bei der fermentativen Erzeugung von Wasserstoff ist die Absenkung des Wasserstoff-Partialdrucks im Faulbehälter. Mariakakis kommt zu dem Schluss, dass die untersuchte zweistufige Variante im Wesentlichen für industrielle Anwendungen potentiell geeignet ist aber noch weiterer Forschungsbedarf besteht.

Einen anderen Ansatz verfolgen die Hochtemperaturbrennstoffzellen mit integrierter Reformierung. Der Vorteil der Brennstoffzellen liegt in einer direkten Umwandlung der chemischen Energie in elektrische Energie, wodurch sich höhere elektrische Wirkungsgrade erreichen lassen. Besonders geeignet für den Einsatz von Biogas sind sogenannte Schmelzkarbonat-Brennstoffzellen (MCFC), da diese für die Zellreaktion auch CO_2 benötigen. Mit dieser Technologie wurden schon diverse großtechnische Versuche auf Kläranlagen durchgeführt (unter anderem Ahlen, Stuttgart und Moosburg). Bei den Versuchen in Stuttgart konnte trotz eines hohen durchschnittlichen elektrischen Wirkungsgrades der Brennstoffzelle von 44% nach Berücksichtigung des internen Verbrauchs (Gaskonditionierung etc.) nur ein netto Wirkungsgrad von 36% erreicht werden (Locher et al., 2012). Im Zusammenhang mit den höheren

betrieblichen Aufwendungen und den sehr hohen Investitionskosten von ca. 4.500,- €/kW (Chigalotti et al., 2008) sind hier noch erhebliche technologische Fortschritte erforderlich, um einen flächendeckenden Einsatz zu rechtfertigen.

2.3 Abwasser und Wasser

Weltweit gibt es eine steigende Anzahl von Anlagen zur Abwasserwiederverwendung aus kommunalem Abwasser. Die Nutzung des aufbereiteten Wassers reicht dabei von der direkten Nutzung als Trinkwasser (direct potable reuse), über den Einsatz in einem zweiten Leitungssystem im Haushalt (dual reticulation) bis hin zum Einsatz in der Landwirtschaft. Einen Überblick über die internationale Perspektive von Water-Reuse gibt Lahnsteiner (2015). Langfristig ist zu erwarten, dass die Abwasserwiederverwendung auch in Europa insbesondere im Bereich der Landwirtschaft an Bedeutung gewinnt, da laut verschiedener Prognosen in vielen Ländern zukünftig mit einer verschärften Situation zu rechnen ist. Zum Zusammenspiel Klima-Landwirtschaft-Wasser sei auf Eitzinger (2015) verwiesen. Das Abwasser stellt auch im Sommer eine zuverlässige und bei entsprechender Aufbereitung auch hochwertige Wasserressource für die Landwirtschaft dar. Zudem wird durch eine Wiederverwendung im Bereich der Landwirtschaft in den kritischen Sommermonaten auch die thermische Belastung der Gewässer reduziert, was sich positiv auf die biologische Gewässergüte auswirkt. Das BMBF in Deutschland wird zu dieser Thematik im Rahmen des Förderschwerpunkts ‚Nachhaltiges Wassermanagement‘ zukunftsfähige Technologien und Konzepte zur Erhöhung der Wasserverfügbarkeit durch Wasserwiederverwendung und Entsalzung fördern.

Im internationalen Umfeld setzt sich bei der Bewertung von Anlagen zur Abwasserwiederverwendung zunehmend ein Risikomanagement-Ansatz durch. Verschiedene Stoffe, die im recycelten Wasser enthalten sein können, haben sehr unterschiedliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit. Zum Vergleich verschiedener Risiken für die menschliche Gesundheit nutzt z.B. die WHO (2006) das DALY-Konzept. DALY steht dabei für Disability Adjusted Life Year und beschreibt die Zahl der verlorenen Lebensjahre durch vorzeitigen Tod kombiniert mit dem Verlust an Lebenszeit durch Behinderung. Letzteres wird ebenfalls als verlorene Lebensjahre berechnet, multipliziert mit einem bestimmten Prozentwert je nach Höhe der Behinderung. Dabei wird ein Niveau von einem Millionstel eines DALY pro Person und Jahr für Reuse-Anwendungen als akzeptables Risiko für die menschliche Gesundheit bewertet. Dies entspricht grob dem Äquivalent der Erkrankung von einer Person von

Tausend an Durchfall in einem Jahr verursacht durch Wasserrecycling (NRMMC-EPHC-AHMC, 2006). Für weiterführende Informationen zu gefährdungs- und risikobasierten Konzepten zur Bewertung der mikrobiologischen Wasserqualität sei auf WHO (2006) und Stadler et al. (2011a und b) verwiesen.

Bei der Wiederverwendung von Abwasser werden heute oftmals basierend auf der Risikobewertung und abhängig von der geplanten Nutzung des recycelten Wassers, Eliminationsraten für Viren, Protozoen und Bakterien vorgeschrieben. Um diese Eliminationsraten zu erreichen, sind jeweils entsprechende Reinigungsschritte vorzusehen bzw. auch Nutzungsbeschränkungen der bewässerten Flächen auszuweisen und einzuhalten. Für jeden Verfahrensschritt wird der Log Removal Value (LRV) definiert. Durch die unterschiedlichen erforderlichen Technologien (z.B. Nutzungseinschränkungen, Chlorung, UV-Desinfektion, Membranfiltration) ergeben sich sehr unterschiedliche Energieverbräuche für die einzelnen Anwendungsfälle. Eine Betrachtung der Zusammenhänge zwischen der Energie und der Wasserwiederverwendung findet sich in Lazarova et al. (2012). Ein erster Ansatz zur differenzierten Betrachtung des Energieverbrauchs im Zusammenhang mit der Desinfektionsleistung erfolgte durch Short et al. (2014).

3 Schlussbetrachtung

Zwischen den zuvor vorgestellten Technologien und Innovationen gibt es eine Vielzahl an Verknüpfungen, die heute mehr denn je eine integrale Betrachtung erforderlich machen. So bedingt beispielsweise die erforderliche Aufbereitung für die Abwasserwiederverwendung zumeist einen höheren Energieverbrauch. Ebenso steht der Anteil des organischen Kohlenstoffs, der für die Erzeugung von Ausgangsmaterialien zur Biokunststoffproduktion verwendet wird nicht mehr für die Denitrifikation bzw. die Biogasproduktion zur Verfügung.

Bei einer vorwiegend photosynthetischen Reinigung von Abwasser mit Mikroalgen ist die Kohlenstoffelimination stark eingeschränkt und bei einer Reinigung mit einer Mischung aus Algen und Bakterien ist eine aufwendige Trennung für nachfolgende hochwertige Nutzungen erforderlich. Der Einsatz dieser Technologien ist daher nur anwendungsspezifisch zu begründen. Trotzdem bieten viele der derzeitig erforschten und zuvor beschriebenen Technologien interessante Ansatzpunkte die einen Einsatz im Einzelfall auch heute bereits rechtfertigen.

Positive Beispiele für die Einbindung neuer Technologien sind z.B. die Anbindung von nachgeschalteten flachen Schönungsteichen, bei denen auch eine teilweise Desinfektion des gereinigten Abwassers erreicht wird. Die produzierte Algenbiomasse kann zudem einer Faulung als Co-Substrat zugeführt werden und der Steigerung der Energieproduktion der Kläranlage dienen (Krampe und Leak, 2012), wobei dieser Anwendungsfall sehr stark abhängig von den klimatischen Bedingungen ist.

Eine besondere Möglichkeit bietet auch eine enge Verknüpfung von Kläranlagen und landwirtschaftlicher Produktion in Gewächshäusern. Dabei ist es möglich evtl. verfügbare Abwärme der Kläranlagen im Winter zur Heizung der Gewächshäuser zu verwenden. Ebenso können die mittels Abgaskatalysator aufbereiteten Abgase der Blockheizkraftwerke für die CO₂-Düngung im Gewächshaus verwendet werden. Durch eine CO₂-Düngung wird beispielsweise für Tomaten von gesicherten Mehrerträgen von 20% ausgegangen (Lattauschke, 2004), wodurch sogar Systeme zur Nutzung von technischem CO₂ in der Praxis Anwendung finden. Ähnliche Ertragssteigerungen werden auch für andere Pflanzenarten berichtet, so dass hier von einem erheblichen Potential ausgegangen werden kann. Zusätzlich ist auch eine Bewässerung der Gewächshäuser mit Kläranlagenablauf möglich. Für die Kläranlagen liegen die Vorteile in einer Reduzierung der Emissionsfrachten insbesondere in Zeiten mit geringem Abfluss in den aufnehmenden Gewässern und einer Reduzierung der CO₂-Emissionen durch eine teilweise Fixierung des CO₂ der BHKWs in Biomasse.

Abschließend kann festgestellt werden, dass Abwasser eine sehr vielfältige Ressource ist und dass es eine Vielzahl an Innovationen in diesem Bereich gibt. Durch die oben beschriebene gegenseitige Beeinflussungen zwischen den Themen Energie, Ressourcenrückgewinnung und Wasserwiederverwendung ist eine losgelöste Betrachtung einzelner Verwertungsprozesse und Konzepte heute somit nicht mehr zielführend, sondern erfordert integrative Überlegungen.

4 Literatur

Bolle, F.W., Genzowsky, K., Gredik-Hoffmann, S., Reinders, M., Riße, H., Schröder, M., Steinke, M., Wöffen, B., Illing, F., Jagemann, P., Schmelz, K.G., Schulte, P. (2012) WaStraK NRW "Einsatz der Wasserstofftechnologie in der Abwasserbeseitigung" – Phase I, Schlussbericht, FiW an der RWTH Aachen

- Cherubini, F., Jungmeier, G., Wellisch, M., Willke, T., Skiadas, I., Van Ree, R. and de Jong, E. (2009), Towards a common classification approach for biorefinery systems, *Biofuels, Bioprod. Bioref.*, 3, pp 534-546, doi10.1002/bbb.172
- Cigalotti, V., Massi, E., Moreno, A., Poletti, A., Reale, F. (2008), Biofuels as opportunity for MCFC niche market application, *International Journal of Hydrogen Energy*, 33, pp 2999 – 3003, doi10.1016/j.ijhydene.2008.03.038
- Costa, J.A.V., de Moraes, M.G. (2011), The role of biochemical engineering in the production of biofuels from microalgae, *Bioresource Technology*, Vol. 102, pp 2-9, doi10.1016/j.biortech.2010.06.014
- DWA (2009), *Energie aus Abwasser - Wärme- und Lageenergie*, Merkblatt DWA-M 114, DWA, Hennef, ISBN 9783941089655
- Egle, L., Rechberger, H., Zessner, M. (2014), Vergleich von Verfahren zur Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 66(1-2), pp 30-39, doi10.1007/s00506-013-0127
- Eitzinger, J. (2015), *Klima - Landwirtschaft - Wasser*, Wiener Mitteilungen, Band 232, S. 15-30, 2015
- Erickson, B., Nelson, J. E., Winters, P. (2012), Perspective on opportunities in industrial biotechnology in renewable chemicals. *Biotechnology Journal*, 7(2), pp 176-185, doi10.1002/biot.201100069
- Fangmeier, A., Jäger, H.-J. (2001), Wirkungen erhöhter CO₂-Konzentrationen. Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Gießen, 2001, abgerufen am 5. Februar 2015
- Hogendoorn, A. (2013), Enhanced digestion and alginate-like-exopolysaccharides extraction from Nereda sludge. Master of Science in Civil Engineering, Delft University of Technology Sanitary Engineering Section
- Ji, M.K., Abou-Shanab, R.A.I., Kim, S.H., Salama, E.S., Lee, S.H., Kabra, A.N., Lee, Y.S., Hong, S., Jeon, B.H. (2013), Cultivation of microalgae species in tertiary municipal wastewater supplemented with CO₂ for nutrient removal and biomass production, *Ecological Engineering*, Vol 58, pp 142-148, doi10.1016/j.ecoleng.2013.06.020
- Keshavarz, T., Roy, I., (2010), Polyhydroxyalkanoates: Bioplastics with a green agenda, *Current Opinion in Microbiology*, Vol 13, Issue 3, pp 321-326, doi10.1016/j.mib.2010.02.006
- Kircher, M. (2010), Discussion Paper – Session Trends in Technology and Applications, OECD Workshop on “Outlook on Industrial Biotechnology”, OECD Working Party on Biotechnology, 13-15 January 2010, Vienna
- Koller, M., Salerno A., Muhr, A., Reiterer, A., Braunegg, G. (2012), Polyhydroxyalkanoates: Biodegradable Polymers and plastics from renewable resources. *Materials and technology*, 46, 6
- Krampe, J., Leak, M. (2012), Strategic planning approach for optimising investment at WWTPs, *Water Practice and Technology*, Vol. 7, No. 2, doi:10.2166/WPT.2012.030
- Kroiss, H., Svoldal, K. (2009), Energiebedarf von Abwasserreinigungsanlagen, *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, Springer Verlag, 11-12/2009, S. 170 - 177

- Kroiss, H. (2015), Der Zusammenhang zwischen Nährstoffentfernung und Energieverbrauch bei der Abwasserreinigung, Wiener Mitteilungen, Band 232, S. 123-138, 2015
- Lahnsteiner, J. (2015), Eine internationale Perspektive von Water-Reuse, Wiener Mitteilungen, Band 232, S. 217-234, 2015
- Lattauschke, G. (2004), Gewächshaustomaten - Hinweise zum umweltgerechten Anbau, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Gartenbau
- Lazarova, V., Choo, K.H., Cornel, P. (2012), Water-Energy Interactions in Water Reuse, IWA Publishing, London, ISBN 9781843395416
- Lee, W.S., Chua, A.S. M., Yeoh, H.K., Ngoh, G.C. (2014), A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids, Chemical Engineering Journal, Vol. 235, pp 83-99, doi10.1016/j.cej.2013.09.002
- Lin, Y., Wang, L., Chi, Z., Liu, X. (2008) Bacterial alginate role in aerobic granular bio-particles formation and settleability improvement, Separation Science and Technology, 43(7), pp 1642-1652, doi10.1080/01496390801973805
- Lin, Y., de Kreuk M., van Loosdrecht, M.C.M., Adin, A. (2010), Characterization of alginate-like exopolysaccharides isolated from aerobic granular sludge in pilot-plant, Water Research, 44(11), pp 3355 – 3364, doi10.1016/j.watres.2010.03.019
- Locher, C., Meyer, C., Steinmetz, H. (2012), Operating experiences with a molten carbonate fuel cell at Stuttgart-Möhringen wastewater treatment plant, Water Science and Technology, 65(5), pp 789- 794, doi10.2166/wst.2012.463
- Mchugh, D.J. (1987) Production, properties and uses of alginates. In: Mchugh, D.J. (ed.) Production and Utilization of Products from Commercial Seaweeds - FAO fisheries technical paper 288. Rome: Food and Agriculture organization of the United Nations
- Müller, E. A., Butz, J. A. (2010), Abwasserwärmenutzung in Deutschland – aktueller Stand und Ausblick, KA, 2010, Jahrgang 57, Heft 5, S. 437–442, doi10.3242/kae2010.05.002
- Müller, E. A., Schmid, F., Kobel, B. (2009), Heizen und Kühlen mit Abwasser – Ratgeber für Bauträger und Kommunen, im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Zürich/Osnabrück/Berlin, 2005 bzw. 2009
- NRMMC-EPHC-AHMC (2006) Natural Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage Council, Australian Health Ministers Conference: Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase1), November 2006, <http://www.ephc.gov.au>
- Pittman, J.K., Dean, A.P., Osundeko, O. (2011), The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources, Bioresource Technology, Vol. 102, pp 17-25, doi10.1016/j.biortech.2010.06.035
- Pittmann, T., Steinmetz, H. (2013). Produktion von Bioplastik auf kommunalen Kläranlagen, Wasser und Abfall, 5/2013, 37-41.
- Pittmann, T.; Steinmetz, H. (2014): Polyhydroxyalkanoate production as a side stream process on a municipal waste water treatment plant. Bioresource Technology, Vol 167, pp 297-302, doi10.1016/j.biortech.2014.06.037
- Pollak, M.; Scherz, W. (2015): Initiative zur gezielten Phosphor-Nutzung aus kommunalem Klärschlamm, Vortrag im Rahmen des Seminars ‚NEW- Nährstoffe, Energie, Wasser‘, 24. und 25. Februar 2015, Wien

- Sawabe, T., Oda, Y., Shiomi, Y., Ezura, Y. (1995) Alginate degradation by bacteria isolated from the gut of sea urchins and abalones. *Microbial ecology*, 30, pp 193-202
- Schröder, U. (2007), Konzepte und Perspektiven mikrobieller Brennstoffzellen, *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, Band 191, S. 113 – 120, ISBN 9783835631410
- Short, M., Saint, C., Regel, R., van den Akker, B. (2014), An integrates approach for performance benchmarking of water recycling operations, *Australian Water Recycling Centre of Excellence*, Brisbane, ISBN 9781922202185
- Stalder, G., Sommer, R., Walzer, C., Mach, R.L., Beiglböck, C., Blaschke, A., Farnleitner A.H.: (2011a), "Gefährdungs- und risikobasierende Konzepte zur Bewertung der mikrobiologischen Wasserqualität - Teil 1"; *Wiener Tierärztliche Monatsschrift*, 98 (2011), 1-2; 9 - 24
- Stalder, G., Farnleitner, A.H., Sommer, R., Beiglböck, C., Walzer C. (2011b), "Gefährdungs- und risikobasierende Konzepte zur Bewertung der mikrobiologischen Wasserqualität - Teil 2"; *Wiener Tierärztliche Monatsschrift*, 98 (2011), 3-4; 54 - 65
- Sturm, B.S.M., Lamer, S.L. (2011), An energy evaluation of coupling nutrient removal from wastewater with algal biomass production. *Applied Energy*, Vol. 88, pp 3499 – 3506, doi10.1016/j.apenergy.2010.12.056
- UNEP (2009), *Marine Litter: A Global Challenge*, Nairobi, UNEP, 232 pp.
- WHO (2006), *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater*, Volume 2: Wastewater use in agriculture, WHO, ISBN: 92 4 154683 2

Korrespondenz an:

Univ.-Prof. Dr.-Ing. Jörg Krampe

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/226

1040 Wien

Tel.: +43 1 58801-22630

Mail: jkrampe@iwag.tuwien.ac.at

Klima – Landwirtschaft - Wasser

Josef Eitzinger

Institut für Meteorologie, Universität für Bodenkultur Wien

Abstract: Der Sektor Landwirtschaft ist der größte Verbraucher von Süßwasser, sowohl global als auch in Europa. Durch zunehmend intensive Landnutzung zur Abdeckung des globalen Nahrungsmittel- und Biomassebedarfes nimmt mit höherer Biomassenproduktion auch der Wasserverbrauch zu. Dies zeigt sich auch im global zunehmenden Verbrauch in der Bewässerungslandwirtschaft. Die zunehmenden Temperaturen im Rahmen des Klimawandels führen durch die damit verbundene potenzielle Verdunstung zusätzlich zu einer Steigerung der unproduktiven Wasserverluste in der Pflanzenproduktion. Dies kann in Verbindung mit regional zum Teil abnehmenden Niederschlägen oder ungünstigerer Niederschlagsverteilung zu erhöhtem Wasserbedarf einerseits oder zu niedrigerem Ertragspotenzial der Nutzpflanzen andererseits führen. Eine Reihe von kurz- bis langfristigen Anpassungsmaßnahmen werden in der landwirtschaftlichen Produktionstechnik empfohlen um die Wassernutzungseffizienz im Pflanzenbau zu verbessern bzw. das Ertragsrisiko zu senken.

Key Words: Klimawandel, Landwirtschaft, Wasserbilanz, Ertragsrisiko

1 Einleitung

Das Klima und der Klimawandel beeinflussen neben einer Reihe produktionstechnischer Faktoren (Intensität der Produktion, der angebauten Nutzpflanzen und der Fruchtfolge, der Bodenbearbeitung, der Bewässerungsmethode und -technik, der Düngung, usw.) den Wasserverbrauch bzw. die Wasserbilanz in der Landwirtschaft. Der erwartete Klimawandel wird durch sogenannte Klimaszenarien (IPCC, 2014; APCC, 2014) dargestellt, wobei je nach Anwendungsbedarf verschiedene räumliche Auflösungen und betrachtete Zeitperioden unterschiedlicher (globaler bis regionaler) Klimamodelle zur Verfügung stehen. Der Klimawandel zeigt sich in veränderten mittleren klimatischen Bedingungen auf verschiedenen Zeitskalen (von langjährig bis saisonal) sowie in einer veränderten Klimavariabilität in der auch eher kurzfristige Ereignisse wie die sogenannten Wetterextremereignisse mit ihrem hohen Schadpotenzial für die Landwirtschaft zum Ausdruck kommen. Die Ursachen dieser Änderungen sind mannigfaltig und zeigen sich in Europa zum Beispiel in einer Änderung in lokalen Wetterlagen (Häufigkeit oder saisonales

Auftreten usw.). Der anthropogen verursachte Klimawandel ist zudem kein linearer Prozess, sondern wird durch die nach wie vor wirkenden starken natürlichen Klimaschwankungen überlagert die schwer abzuschätzen sind weil die komplexen Wirkungsmechanismen noch zu wenig bekannt sind bzw. erfasst werden können. Die beobachteten und - aufgrund verschiedener Klimaszenarien – erwarteten Änderungen unterscheiden sich jedoch nicht nur in der betrachteten Zeitskala sondern auch in der klein- und großräumigen Verteilung über Europa.

2 Wasserverbrauch von Nutzpflanzen

Der Wasserbedarf und –verbrauch spezifischer Nutzpflanzen hängt von mehreren Faktoren ab. Zunächst gibt es pflanzenart- und sortenspezifische Unterschiede des Wasserverbrauchs pro Einheit gebildeter Trockensubstanz (Transpirationskoeffizient, Tabelle 1), die neben genetischen Einflüssen (z.B. Art der Kohlenstoffassimilation) auch von mehreren Umweltfaktoren, wie der Düngung oder dem Wachstumsverlauf, bestimmt wird. Tabelle 1 zeigt dazu typische Schwankungsbereiche verschiedener Nutzpflanzen. Der Wasserbedarf von flächenbezogenen Pflanzenbeständen (bzw. die Wassernutzungseffizienz) hängt zusätzlich von der gebildeten Biomasse pro Flächeneinheit (bzw. vom Ertrag) und auch von der Bestandesstruktur und der Bodenbearbeitung ab (welche z.B. die unproduktive Verdunstung von der Bodenoberfläche beeinflussen).

Zur Beurteilung des Einflusses des Klimawandels auf den Wasserbedarf müssen einjährigen Nutzpflanzen mit einer starken relativen Änderung der Biomasse innerhalb weniger Monate gesondert betrachtet werden. Im Vergleich zu mehrjährigen Kulturen (wie Grünland, Dauerkulturen) wird die Dauer der aktiven Wachstumsperiode durch die Erwärmung im Normalfall verkürzt, wobei dies ohne Zusatzbewässerung normalerweise einen niedrigeren Ertrag und Wasserverbrauch bedeutet (v. a. durch die geringere akkumulierte Transpirationsleistung).

Tabelle 1 : Transpirationskoeffizienten (Spannbreite verschiedener Quellen) und Wasserverbrauch ausgewählter Kulturpflanzen (abgeleitet aus mittlerem Ertragsniveau) (nach Eitzinger et. al., 2009a).

Kulturart	Transpirations- koeffizient [l Wasser / kg Trockenmasse]	Gesamtwasserverbrauch der Pflanzenbestände pro Wachstumsperiode (mm)
Winterweizen	308 – 690	460
Wintergerste	310-521	400
Winterroggen	400	350
Sommergerste	218-521	300
Körnermais	180-400	530
Energiemais	180-400	800
Kartoffel	182-636	450
Zuckerrübe	176-400	480
Winterraps	600-700	480
Luzerne	800	700
Buschbohne	206 - 400	250
Weißkohl	296 - 600	300
Gurke	220-430	290
Zwiebeln	350-600	350
Wein	370-430	400-700

Generell werden für Europa neben dem saisonal unterschiedlichen, aber ganzjährigen Erwärmungstrend unter den Klimaszenarien zunehmende Winter- und abnehmende Sommerniederschläge erwartet, mit räumlich signifikanten, aber sehr unsicheren Unterschieden in den erwarteten Änderungen. Im Mittelmeerraum und Süd-Ost Europa ist demnach auch mit stärkeren Rückgängen in den Jahresniederschlägen zu rechnen, wobei diese in Nordeuropa zunehmen (vor allem aufgrund stärkerer Winterniederschläge). Mitteleuropa und Österreich liegen dabei in einem Übergangsbereich (vgl. APCC, 2014). Insgesamt ergibt sich wegen abnehmender bzw. stagnierender Sommerniederschläge und der ganzjährigen Erwärmung für ganz Europa eine Zunahme des Verdunstungspotenzials und eine Trend zu mehr Trockenheit für die Sommerperiode. Im europäischen Überblick zeigt Abbildung 1 dazu wie sich die mittlere Wasserbilanz (ausgedrückt in der mittleren Anzahl von Wasserstresstagen durch ein Ungleichverhältnis von aktueller zu potenzieller Verdunstung) einer Referenz-Vegetationsdecke (Gras) in verschiedenen Perioden im 20. Jahrhundert gestaltet hat bzw. wie sich diese unter künftigen Klimaszenarien darstellt. Im Vergleich zur Periode 1961-1990 ist demnach ein deutlicher langjähriger Trend zu mehr Wasserstress für Pflanzen in den nächsten Dekaden und zumindest bis zum Ende dieses Jahrhunderts zu erwarten. In ähnlicher Weise kann daraus der potenzielle Wasserbedarf bzw. Bewässerungsbedarf zur Sicherstellung eines optimalen Wachstums für die Vegetationsperiode im Sommer abgeleitet werden. Daraus lässt sich erkennen, dass der Wasserbedarf für die Pflanzenproduktion im Sommer fast überall in Europa (je nach Region unterschiedlich stark, aber insbesondere im Mittelmeerraum und Süd-Ost Europa) zunimmt und in vielen Regionen mit Bewässerungslandwirtschaft die Wasserknappheit ein zunehmendes Problem sein wird (Abbildung 2), sofern nicht entsprechende Anpassungsmaßnahmen gesetzt werden (EEA, 2009).

Am Beispiel des Winterweizens wurde in verschiedenen Studien für Mitteleuropa der Zusatzwasserbedarf für eine Erhaltung des Ertragspotentials abgeschätzt (Thaler et al., 2012; Strauß et al., 2012). Nach Simulationsstudien für Trockenregionen in Deutschland (Magdeburg) würde ohne Berücksichtigung des direkten CO₂-Effekts auf die Pflanzen (welcher eine etwas höhere Wassernutzungseffizienz bedingt) durch das veränderte Klima der Zusatzwasserbedarf von derzeit etwa 115 mm pro Jahr um durchschnittlich ca. 40 mm für den Zeitraum bis 2050 ansteigen. Durch die bessere Wassernutzungseffizienz bei erhöhter CO₂-Konzentration der Atmosphäre wird jedoch lediglich ein durchschnittlicher Anstieg des Zusatzwasserbedarfs um 6 mm/Jahr bei Winterweizen berechnet. Für das Marchfeld in Österreich ergab eine ähnliche Simulation einen Zusatzwasserbedarf bei Winterweizen von ca. 30 mm – das entspricht ungefähr einer Beregnungsgabe – für die 2050er-Jahre mit CO₂-Effekt, auf mittelschwerem Boden. Der hier etwas höhere Wert ist auf die größere Sommertrockenheit in dieser Region zurückzuführen. Da Winterweizen die Wachstumsperiode zum Sommer hin abgeschlossen hat und die Winterfeuchte besser nutzen kann als Sommerkulturen (wie Sommergetreide, Mais, Zuckerrübe) sind diese Werte unter Klimaszenarien für Nutzpflanzen als eine untere Grenze für den zusätzlichen Wasserbedarf für Nutzpflanzen zu sehen (Eitzinger et al., 2013). Bei Kulturen wie Mais, Zuckerrübe, aber auch Dauerkulturen wie Grünland, Wein oder Obstgehölze kann der Zusatzwasserbedarf im Sommer daher noch höher liegen. Zudem legen Erkenntnisse aus FACE (Free Air Carbon Experiment) Versuchen nahe, dass ein positiver CO₂-Effekt (auf Photosynthese und Wassernutzungseffizienz) je nach Umweltbedingungen und genetischen Pflanzenfaktoren sehr variabel und unsicher ist (Schaller und Weigel, 2007).

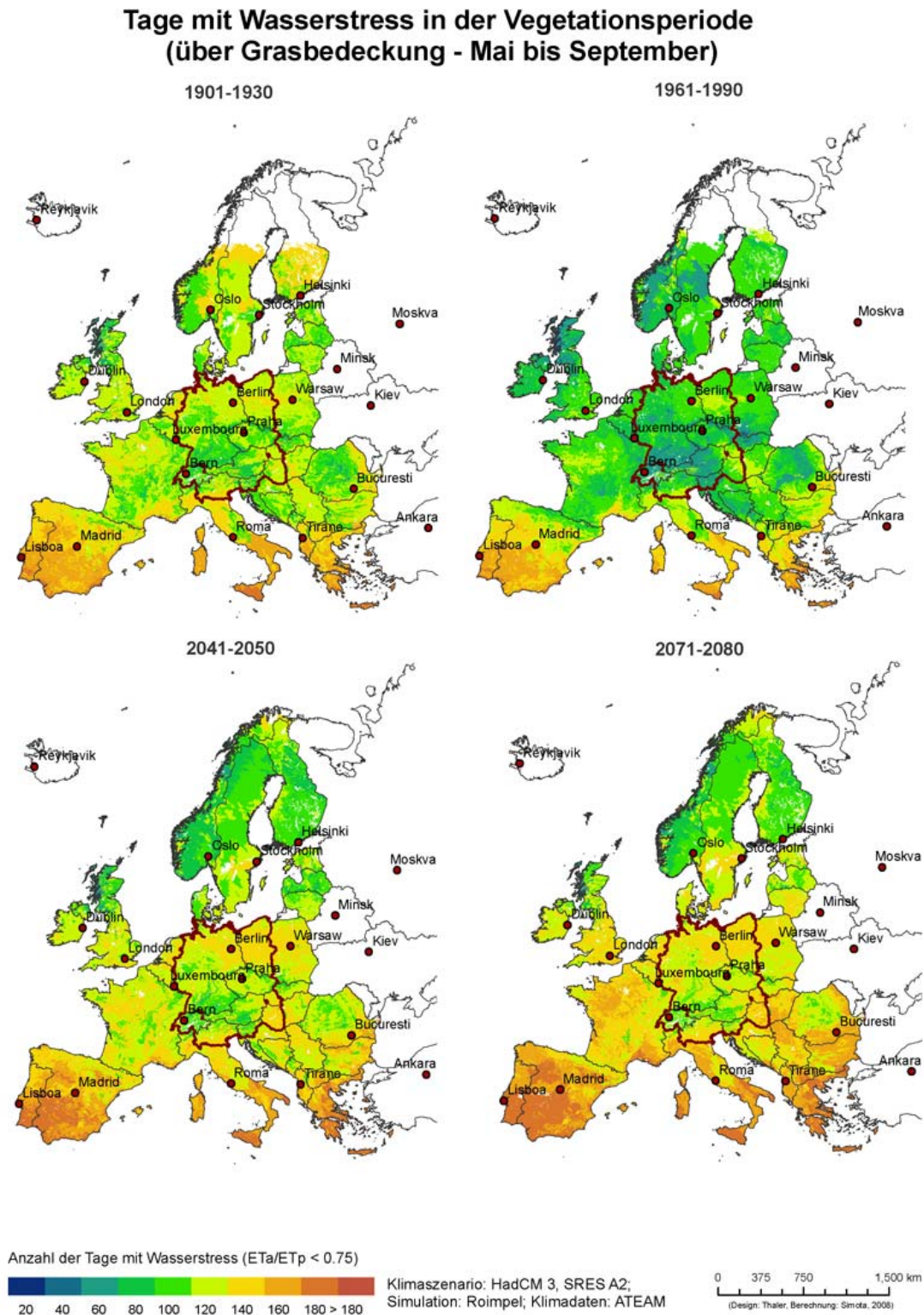


Abbildung 1: Veränderung der Anzahl von Tagen mit Wasserstress für Grünland im 20. Jahrhundert und unter einem Klimaszenario des 21. Jahrhunderts (In: Eitzinger et al., 2009a).

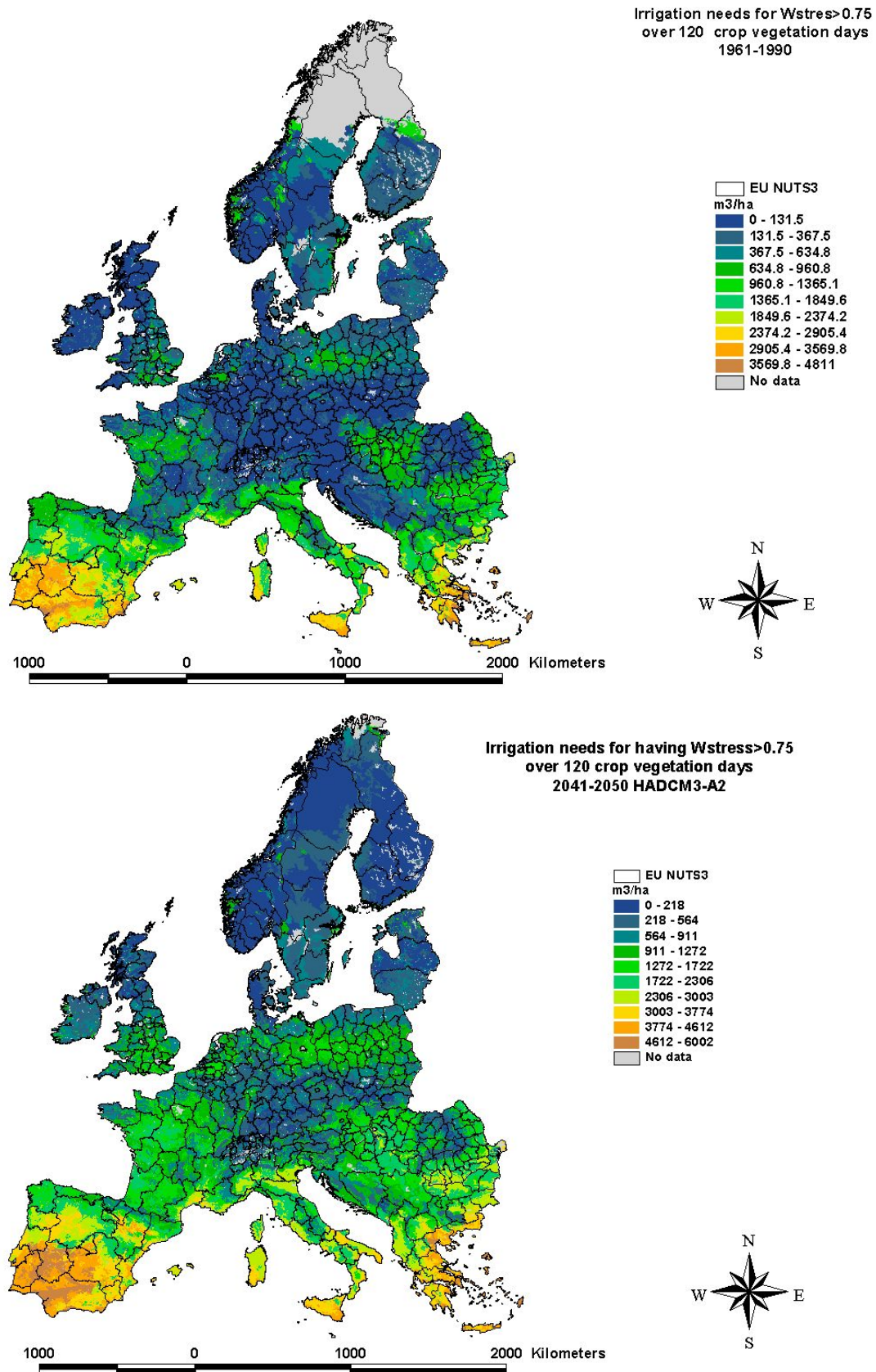


Abbildung 2: Theoretischer Bewässerungsbedarf ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) zur Vermeidung signifikante Wasserstresses über eine Vegetationsperiode von 120 Tagen im Sommer (oben: Periode 1961-1990, unten: Periode 2041-2050); (In: Eitzinger and Kubu, 2009b).

3 Klimawandel, temperaturbedingten Wachstumsverhältnisse und Ertragspotenziale

Der neben dem Wasserhaushalt wichtigste Wachstumsfaktor für die Pflanzenproduktion ist die Temperatur mit vielfältigen und komplexen Auswirkungen auf das Pflanzenproduktionspotenzial eines Standortes. Höhere Temperaturen bewirken nicht nur eine schneller ablaufende Phänologie (Entwicklungsrate) bei Pflanzen, sie haben auch bedeutende Einflüsse auf pflanzenphysiologische Vorgänge wie die Pflanzenatmung und damit auf die Nettofotosynthese (Eitzinger et al., 2009a). Indirekt wirken sie auf das Pflanzenproduktionspotenzial auch durch eine Verlängerung der Vegetationsperiode oder durch zunehmende Hitzestresshäufigkeit bzw. Veränderung der Frostgefährdung. Weiter beeinflusst eine Änderung der Bodentemperaturen den Kohlenstoff-, Nährstoff-, und Wasserhaushalt des Produktionsfaktors Boden, wobei hier vor allem die Stickstoffmineralisierung und die damit in Stärke und zeitlichem Auftreten veränderten Stickstoffumsätze für den Pflanzenbau als auch für umweltrelevante Eutrophierungsprozesse von Bedeutung sind (APCC, 2014).

Zunehmende Temperaturen bewirken auch eine Verschiebung der saisonalen Temperaturverhältnisse. Nicht zuletzt hat dies starken Einfluss auf die Verschiebung ökologischer Nischen, des Schädlings-, und Krankheitsdruckes für Pflanzen oder es beeinflusst die Ausbreitung konkurrierender Unkräuter. Schließlich hat die Lufttemperatur indirekte Wirkungen auf andere Schadfaktoren wie die bodennahe Ozonbelastung, einem stark ertragsreduzierendem Faktor.

Am einfachsten können die Änderungen der Temperaturen bzw. dadurch bedingte Verschiebungen von agrarökologischen Zonen über Temperatursummen dargestellt werden, wie dies in Abbildung 3 am Beispiel des HUGLIN Indikators dargestellt ist. Hier wird am Beispiel Mitteleuropas gezeigt, welche große räumliche Verschiebungen von Klimazonen in den nächsten Dekaden aufgrund der Klimaszenarien erwartet werden. Für Oberösterreich ergibt sich zum Beispiel bis zu den 2050er Jahren auf einer Fläche von ca. 100.000 ha ein begünstigtes klimatisches Potential für den Weinbau (Eitzinger et al., 2009d), während in gegenwärtigen Anbaugebieten deutliche Sortenverschiebungen (hin zu wärmeliebenderen Arten) erwartet werden können. Verschiebungen sind auch für das Ausbreitungspotential anderer wärmeliebender Kulturen wie der Sojabohne, Sonnenblume oder spätreifender Maissorten sowie für das Schädlingsauftreten thermophiler Insekten abzusehen (Eitzinger et al., 2009a).

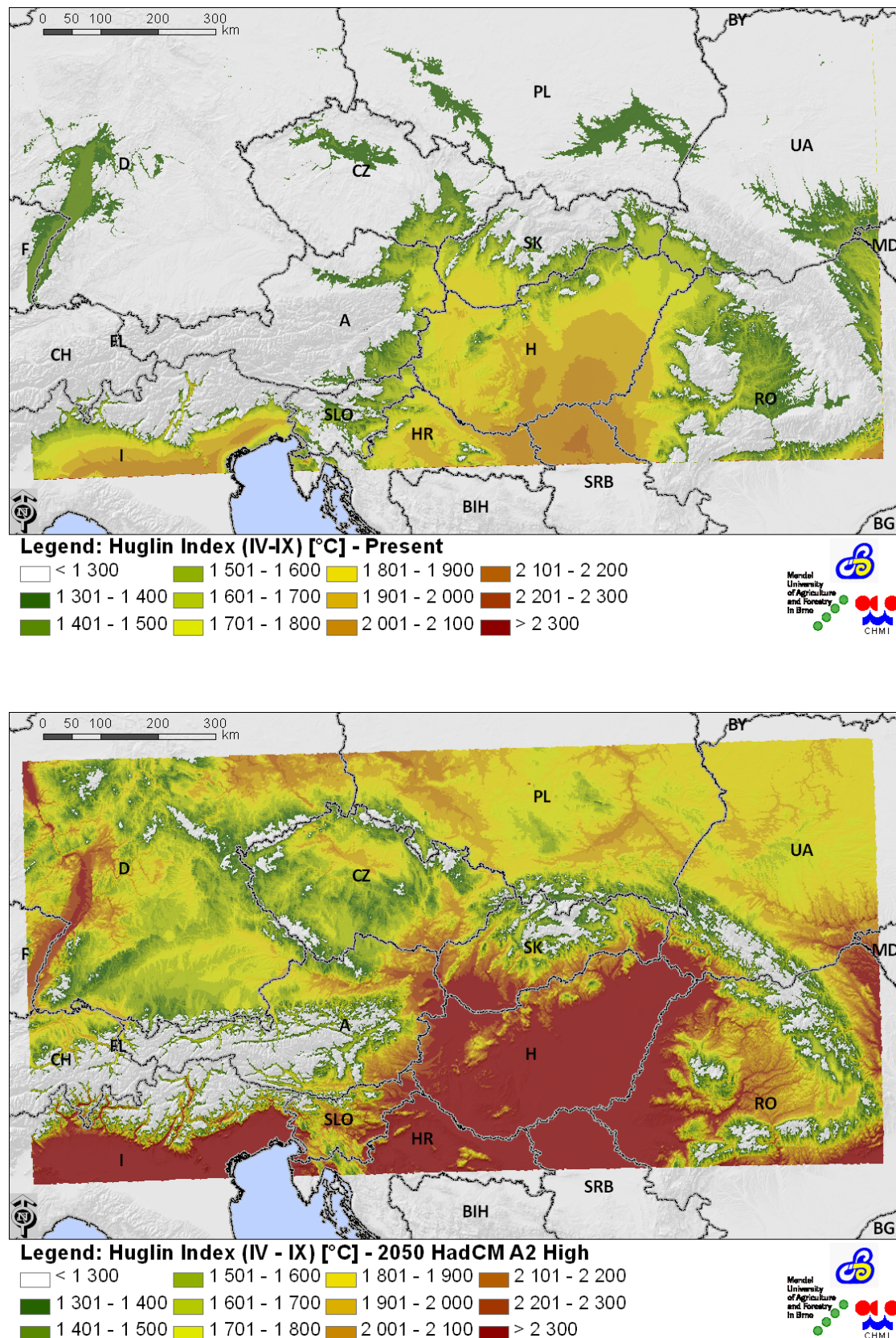


Abbildung 3. Entwicklung des temperatursummenbasierten HUGLIN Indikators der die Weinanbaueignung aufgrund der Sommertemperaturen für Mitteleuropa darstellt (oben: 1961-1990; unten: 2041-2050), (In: Eitzinger and Kubu, 2009b).

In ähnlicher Weise werden sich auch Veränderungen für das Grünlandproduktionspotenzial ergeben, wie in Abbildung 4 unter Berücksichtigung der Wasserbilanz dargestellt ist. Hierbei ist abzusehen, dass unter Voraussetzung abnehmender Sommerniederschläge wie sie in den Klimaszenarien angegeben werden, sich die begünstigten Produktionsgebiete in Mitteleuropa (und Österreich) auf die niederschlagsreicheren Alpenvorländer oder Höhenlagen beschränken werden. Diese können aber im Vergleich zu heute wegen der verlängerten Vegetationsperiode auch mit einem höheren Ertragspotenzial aus dem Grünland rechnen. Die Verschiebungen im Grünlandertragspotenzial könnten insbesondere in heute grünlandbetonten Gebieten langfristig gravierend negative Auswirkungen auf Ökosystemleistungen haben. Die Abnahme grünlandbetonter Nutzung bei gleichzeitiger Zunahme von Ackerland, der zunehmende Flächenanteil intensiver Nutzungen wie Maisanbau oder auch intensivere Grünlandnutzung können Prozesse wie Bodenerosion und Gewässereutrophierung, Biodiversitätsverlust, Änderungen im Landschaftsbild deutlich beschleunigen (APCC, 2014).

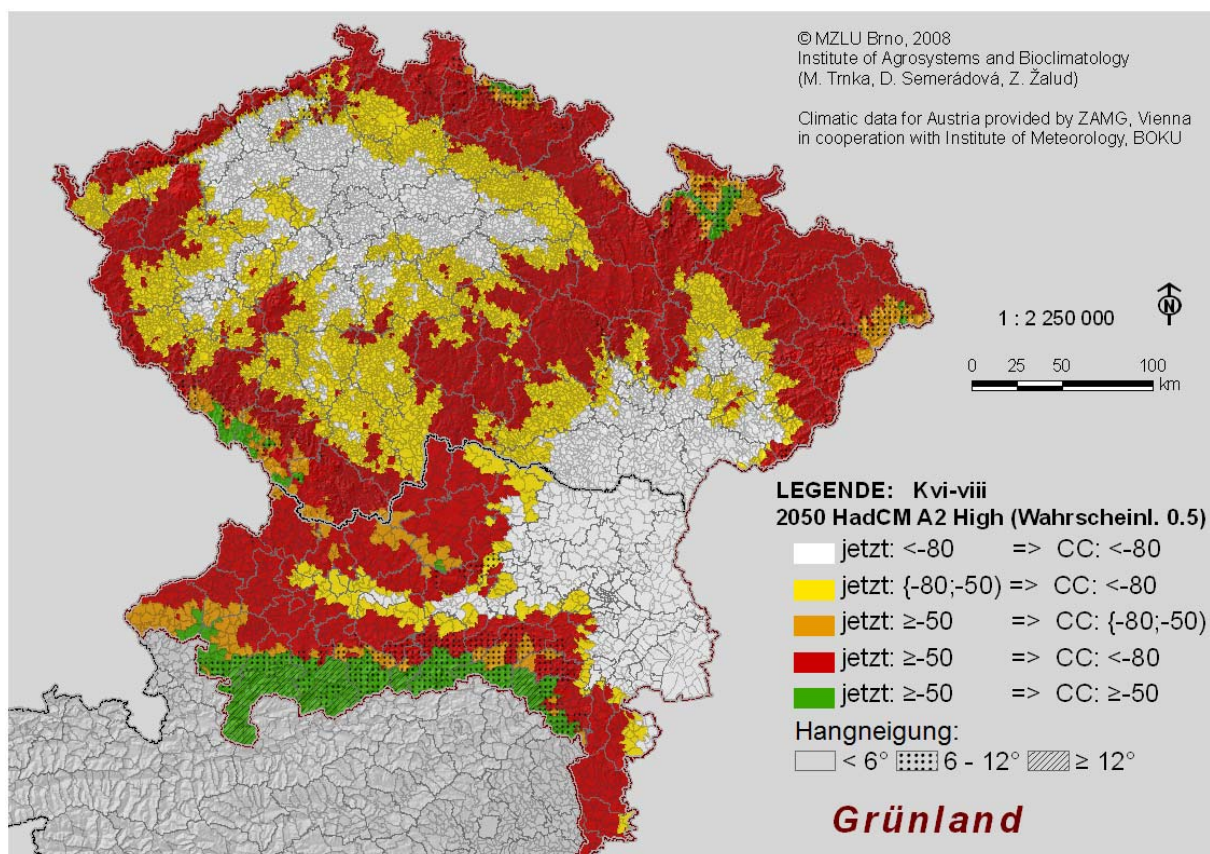


Abbildung 4: Die unter dem ECHAM Klimaszenario für 2050 negativ betroffene Grünlandregionen nördlich der Alpen (in rot). Ursache ist eine zunehmend schlechtere Wasserbilanz und damit sinkendes Produktionspotential bzw. deutlich höheres Ertragsrisiko (In: Eitzinger et al., 2009a).

4 Einfluss von Witterungsextremen auf die Landwirtschaft

Witterungsextreme und deren mögliche langfristige Änderung in ihrer Häufigkeit und Stärke lassen sich aus den globalen Klimaszenarien gesichert nur für jene Parameter direkt ableiten die sich aus der Änderung von Mittelwerten der Temperatur und des Niederschlages ergeben (wie für Trockenheiten, Hitzeperioden, Frosthäufigkeit, Schneedeckendauer, saisonale Niederschlagsmengen), wobei eine gleichbleibende Klimavariabilität zugrunde gelegt wird. Für die mögliche langfristige Entwicklung anderer, kleinräumiger und vor allem sehr kurzzeitig auftretender Ereignisse und Phänomene (wie Starkniederschläge und Hagel aufgrund einer veränderten Gewitterneigung) können bisher meist nur indirekte Schlussfolgerungen gezogen werden. Extreme Witterungsereignisse sind immer schon aufgetreten, fallen aber besonders auf, wenn sie im Vergleich zur Vergangenheit in einer bestimmten Region entweder häufiger und stärker auftreten oder mehr Schaden anrichten. Im letzteren Fall spielen auch andere Faktoren eine wesentliche Rolle, wie z.B. eine geänderte „Verwundbarkeit“ von landwirtschaftlichen Produktionssystemen.

Beim Faktor Niederschlag ist es aus physikalischen Gründen wahrscheinlich, dass bei steigender Temperatur eine Zunahme der Niederschlagsintensität zu erwarten ist, wobei derzeit in Mitteleuropa unterschiedliche regionale Trends in der Häufigkeit und Stärke von Starkniederschlägen beobachtet werden, welche zum Teil auch mit der Änderung der Jahresniederschlagsmenge einhergeht (APCC, 2014). Um belastbare und vor allem regionale Aussagen über eventuelle Zunahmen schadensverursachender Starkniederschläge machen zu können, sind die Klimamodelle heute noch nicht genau genug. Dies gilt ebenso für Hagel und für mit Gewittern einhergehende Stürme. Bei den atlantischen Stürmen geht man zwar von einer Zunahme aus, da aber viele Modelle auch eine Verschiebung der Sturmbahnen nach Norden zeigen, ist unklar, wie sich dies auf die Häufigkeit und Intensität in Mitteleuropa auswirken wird (APCC, 2014).

Die Szenarien der Temperatur hingegen sind robust genug, um auch Änderungen von Extremereignissen in dieser Hinsicht besser abschätzen zu können. Zu den für die Landwirtschaft wichtigen Spätfrösten kann wegen der vielfältigen topografischen Einflüsse keine räumlich einheitliche Aussage gemacht werden bzw. sind räumlich unterschiedliche Trends wahrscheinlich. Mit der Erwärmung verschiebt sich auch das mittlere Auftreten des letzten Frostes. Da sich aber auch die Vegetationsperiode verändert, verschieben sich auch alle temperaturgesteuerten phänologischen Entwicklungen nach vorne, die für das Spätfrostisiko relevant sind.

Die Hitzebelastung, im Sommer häufig mit Trockenheit verbunden (vgl. abnehmende Sommerniederschläge), dagegen wird sehr wahrscheinlich stark zunehmen, da sich dies schon alleine aus einer Zunahme der mittleren Temperaturen ergibt. So wird bis zum Ende dieses Jahrhunderts in Mitteleuropa mit einer Vervierfachung von Tagen mit Temperaturen über 30 °C (Hitzetage) gerechnet (Eitzinger et al., 2009a; APCC, 2014).

5 Die wichtigsten Anpassungsmaßnahmen in der europäischen Landwirtschaft an den Klimawandel

Die Abschätzung von Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel ist komplexer Natur, da nicht nur die natürlichen Produktionsbedingungen sondern auch die sozio-ökonomischen Randbedingungen unter Berücksichtigung der gegenwärtigen Produktionssysteme berücksichtigt werden müssen. Sie sind daher auf der Ebene des Entscheidungsträgers, d.h. auf lokaler oder zumindest kleinräumiger Ebene zu entwickeln, unter Einbeziehung lokaler Standortkenntnisse und Praxiserfahrungen.

Grundsätzlich könnte man aus agrarmeteorologischer Sicht Anpassungsmaßnahmen unterscheiden, welche einerseits auf die langfristigen Änderungen in den Mittelwerten klimatischer Parameter und andererseits auf eine Änderung von Extremwetterereignissen und deren Folgen abgestimmt sind. Im ersteren Fall reagiert man zum Beispiel auf längere Vegetationsperioden, zunehmende trockene Verhältnisse usw. durch Landnutzungsänderungen, Anpassungen in der Fruchtfolge, Sortenauswahl, Bodenbearbeitung, Verschiebung des Anbauzeitpunktes oder Effizienzsteigerung in der Schädlingsbekämpfung, um nur einige zu nennen. Im zweiten Fall liegt der Schwerpunkt z. B. auf Maßnahmen zur Vermeidung von Bodenerosion durch Starkniederschläge, rechtzeitigen Bewässerungsmaßnahmen gegen Hitze- und Trockenstress, Hagelschutz, in der Erhöhung von Lagerkapazitäten oder der landtechnischen Schlagkraft.

Im Überblick lassen sich folgende Kernpunkte von Anpassungsmaßnahmen im europäischen Kontext beschreiben (Eitzinger et al., 2009c), welche zur Umsetzung allerdings immer auf die lokalen Gegebenheiten abgestimmt werden müssen, wozu Experten- und Beraterwissen gleichsam mit dem Erfahrungsschatz der Landwirte einfließen soll. Viele dieser Maßnahmen zielen unter anderem auf eine effizientere Wassernutzung, welche vor allem in den niederschlagsarmen Ackerbauregionen von Bedeutung sind.

Auswahl kurzfristig (sofort bis wenige Jahre) umsetzbarer Maßnahmen für den Landwirt:

- Verstärkte Anwendung bodenwasserkonservierender Bodenbearbeitungsverfahren (Mulchsysteme, reduzierte Bodenbearbeitung, Minimalbodenbearbeitung, Direktsaatverfahren etc.)
- Auswahl trocken- und hitzeresistenterer Arten/Sorten im Anbau
- Anbau wärmeliebenderer Arten/Sorten, angepasst an die Verschiebung der Temperaturzonen
- Anpassung der Anbauzeitpunkte bzw. der Feldarbeiten an die saisonalen Temperaturänderungen
- Anpassungen in der Fruchtfolge (z.B. weniger Sommerungen wenn keine Bewässerung zur Verfügung steht)
- Sicherstellung von Maßnahmen zum Frostschutz und Hagelschutz verschiedener Kulturen
- Sicherstellung der Risikoabsicherung (Versicherungen, Reserven, Marktinstrumente, Lagerhaltung etc.)
- Anpassungen in der Tierhaltung, vor allem gegen Hitzeschutz (gebäudetechnische Maßnahmen, Hygienestandards, Notstromversorgung, etc.)

Auswahl mittelfristig (mehrere Jahre) umsetzbarer Massnahmen für den Landwirt bzw. für Institutionen:

- Verbesserung der Bewässerungsinfrastruktur und –technik (Vermehrung verfügbarer Wasserressourcen und Steigerung der Wassernutzungseffizienz)
- Züchtung stresstoleranterer Sorten (Trocken-, Hitze-, Ozonstress usw.)
- Ausbau bzw. Verbesserung operationeller Monitoringsysteme (Schädlinge, Krankheiten, Auswirkungen von klimatischen Extremen wie Trockenheit, usw.)
- Risikoverteilung (Diversifizierung) durch Anbau/Nutzung verschiedener Pflanzenarten (regional als auch auf Betriebsebene) bzw. Produktionssparten (z.B. ergänzende Biomasseproduktion)
- Steigerung der Lagerkapazitäten (Vorratshaltung, Vermarktungsstrategien)

- Anpassung/Änderung der Landnutzung wie Umstieg auf ein anderes Produktionssystem (z.B. Ergänzung der Grünlandproduktion durch Futterpflanzenanbau, Nutzung weniger wasserverbrauchender Kulturen, usw.)
- Verdunstungsreduzierende Maßnahmen (vor allem Windschutz) in trockenen Regionen durch Änderung von Landschaftsstrukturen (z.B. Anlegen von Windschutzhecken, Acker-Forst Mischnutzung usw.)
- Betriebswirtschaftliche Risikominderungsstrategien: Sicherstellung einer besseren Marktpreisstabilität einerseits (wie Nutzung von Marketingstrategien im ökologischen Landbau, Einführung von Qualitäts-, bzw. Herkunftsbegriffen (z.B. Terroir im Weinbau) usw.) und einer größeren Kostenflexibilität auf Betriebsebene andererseits (Steigerung betriebswirtschaftlicher Kosteneffizienz, Mindestreserven, etc.).

6 Literatur

- APCC (2014). Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich, 1096 Seiten. ISBN 978-3-7001-7699-2
- European Environment Agency (EEA), (2009). Water resources across Europe — confronting water scarcity and drought, EEA Report No 2/2009.
- Eitzinger, J., Kersebaum, K. C., Formayer, H. (2009a). Landwirtschaft im Klimawandel - Auswirkungen und Anpassungsstrategien für die Land- und Forstwirtschaft in Mitteleuropa. <http://de.agrimedia.com>, Agrimedia, D-29459 Clenze, Deutschland; ISBN: 978-3-86037-378-1
- Eitzinger, J., Kubu, G. (ed.), (2009b). Impact of Climate Change and Adaptation in Agriculture. Extended Abstracts of the International Symposium, University of Natural Resources and Applied Life Sciences (BOKU), Vienna, June 22-23 2009. BOKU-Met Report 17, ISSN 1994-4179. ISSN 1994-4187 (on-line) - <http://www.boku.ac.at/met/report>
- Eitzinger, J, Kubu, G, Thaler, S, Alexandrov, V, Utset, A, Mihailovic, DT, Lalic, B, Trnka, M, Zalud, Z, Semerádova, D, Ventrella, D, Anastasiou, DP, Medany, M, Attaher, S, Olejnik, J, Lesny, J, Nemeshko, N, Nikolaev, M, Simota, C, Cojocar, G (2009c). Final report, including recommendations on adaptation measures considering regional aspects. Final scientific report of the ADAGIO Project: “Adaptation of agriculture in European regions at environmental risk under climate change”; Specific Support Action, FP6-2005-SSP-5-A, Proj.No.044210, Sixth Framework Programme (European Commission). Ed.: Institute of Meteorology, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna (BOKU), 450p. (on-line) – www.adagio-eu.org
- Eitzinger, J., Kubu, G., Thaler, S., Trnka, M. (2009d). Der Klimawandel, seine absehbaren Folgen für die Landwirtschaft in Oberösterreich und

- Anpassungsstrategien. In: Grüner Bericht 2008 - 30. Bericht über die wirtschaftliche und soziale Lage der oberösterreichischen Land- und Forstwirtschaft im Jahr 2008.. Amt der oö. Landesregierung (Hrsg.), 10: <http://www1.land-oberoesterreich.gv.at/ltgbeilagen/blgtexte/20091897a.pdf>
- Eitzinger, J., Trnka, M., Semerádová, D., Thaler, S., Svobodová, E., Hlavinka, P., Siska, B., Takáč, J., Malatinská, L., Nováková, M., Dubrovský, M., Zalud, Z., (2013). Regional climate change impacts on agricultural crop production in Central and Eastern Europe – hotspots, regional differences and common trends. *The Journal of Agricultural Science* 787–812. doi:10.1017/S0021859612000767
- IPCC (2014). *Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Schaller, M., Weigel, H.-J. (2007). *Analyse des Sachstands zu Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die deutsche Landwirtschaft und Maßnahmen zur Anpassung (Sonderheft No. 316).* Landbauforschung Völkenrode - FAL Agricultural Research, Braunschweig, Deutschland.
- Strauß, F., Schmid, E., Moltchanova, E., Formayer, H., Wang, X. (2012). Modeling climate change and biophysical impacts of crop production in the Austrian Marchfeld Region. *Climatic Change* 111, 641–664. doi:10.1007/s10584-011-0171-0
- Thaler, S., Eitzinger, J., Trnka, M., Dubrovsky, M., 2012. Impacts of climate change and alternative adaptation options on winter wheat yield and water productivity in a dry climate in Central Europe. *The Journal of Agricultural Science* 150, 537–555. doi:10.1017/S0021859612000093

Korrespondenz an:

Ao. Prof. Dipl. Ing. Dr. Josef EITZINGER

Universität für Bodenkultur, Institut für Meteorologie
Peter-Jordan Str. 82, A-1180 Wien,

Tel : +43 1 47654 5622, Fax: +43 1 47654 5610,

Mail: josef.eitzinger@boku.ac

Nationale und internationale Entwicklung zum Water-Food-Energy- Nexus

Dr. Christian Schilling, MR DI Karl Schwaiger

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Abstract: Aufgrund der globalen Entwicklung sehen sich die Sektoren Land-, Energie- und Wasserwirtschaft zunehmend mit Nutzungsansprüchen von (Wasser)Ressourcen konfrontiert, die zu Nutzungskonflikten und bei rein sektoraler Betrachtungen sehr wahrscheinlich zur Übernutzung verfügbarer Ressourcen führen. Der Water-Food-Energy Nexus ist seit 2011 auf internationaler Ebene fest verankert und fordert eine Sektor übergreifende Betrachtung der Ressourcennutzung, deren Effizienz und Wechselwirkungen zwischen den Sektoren ein. Bei der Nexus-Konferenz 2011 in Bonn wurden mögliche Handlungsfelder aufgezeigt und Politikempfehlungen abgegeben, welche die Ausrichtung globaler Strategien zur nachhaltigen Entwicklung (Entwurf der nachhaltigen Entwicklungsziele SDG's) maßgeblich beeinflusst haben. Seitdem der Nexus-Gedanke die politische Diskussion auf internationaler Ebene maßgeblich mitbestimmt, haben die globalen Akteure der 3 Sektoren den Nexus-Gedanken aufgegriffen. Ausgehend von den globalen Herausforderungen ergeben sich bei regionaler Betrachtung z.T. Verschiebungen in den jeweiligen Schwerpunkten. Aufgrund der spezifischen Gegebenheiten sind der Zusammenhang Wasser-Landwirtschaft aus qualitativer Sicht sowie der Zusammenhang Wasser-Energie zentrale Handlungsfelder auf nationaler Ebene.

Key Words: Nexus, Wassersicherheit, Energiesicherheit, Ernährungssicherheit, nachhaltige Entwicklung

1 Vom integrierten Wasserressourcenmanagement zum Nexus-Ansatz

Seit einigen Jahren bis Jahrzehnten ist der Begriff des „Integrated Water Resources Management“ (IWRM) ein Schlagwort auf der Ebene der internationalen Wasserwirtschaft. Was sich dahinter verbirgt ist ein (politischer) Ansatz bzw. Prozess, die Ressource Wasser nicht nur auf Grund rein wasserwirtschaftlicher Interessen zu bewirtschaften, sondern vielmehr die vielfältigen Nutzungsinteressen und in angemessener Weise soziale und

wirtschaftliche Aspekte zu berücksichtigen, ohne dabei die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen mehr als zulässig zu beeinträchtigen [2].

Viele Bestandeile des IWRM-Konzepts stammen bereits aus den späten 1970er Jahren, das Konzept wurde aber erst mit der UN-Konferenz über Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio de Janeiro und eines der Abschlussdokumente der Konferenz, der Agenda 21 zum Gegenstand umfangreicher internationaler Diskussion. Der IWRM-Ansatz ist mittlerweile als der Weg zur effizienten, angemessenen und nachhaltigen Entwicklung und Bewirtschaftung der weltweit begrenzten Wasserressourcen und als ein Mittel zur Bewältigung entgegenstehender Ansprüche international anerkannt [1].

Die Agenda 21 widmete ein Kapitel der Betrachtung kritischer Zusammenhänge zwischen effektivem Wassermanagement, der Nahrungsmittelproduktion und der nachhaltigen Entwicklung. Somit kann das IWRM als das „Wasserelement“ im breiteren Kontext der nachhaltigen Entwicklung gesehen werden. **Zentraler Punkt und Fokus** des IWRM-Ansatzes **ist eine verbesserte Wasserressourcenbewirtschaftung** aus der Sicht der Wasserwirtschaft, auch wenn der Ansatz die Wechselwirkungen mit dem wirtschaftlichen und sozialen Systemen und deren Auswirkungen auf die Nutzung der Wasserressourcen berücksichtigt. [4]

Weil Ansätze in einem Sektor allein häufig zu kurz greifen und Zielkonflikte bzw. Wechselwirkungen zwischen den Sektoren nicht ausreichend Berücksichtigung finden, nimmt der Nexus-Ansatz den Wasser-, Energie- und Agrarsektor gleichzeitig in den Blick [21]. Der Nexus-Ansatz beruht auf einer **Sektor übergreifenden Betrachtungsweise** und stellt damit eine gesamtheitliche Betrachtung der Ressourcennutzung, deren Effizienz, aber auch deren Wechselbeziehungen in den Vordergrund.

Beiden Konzepten ist ihre Sichtweise gemeinsam, dass rein sektorale Planungen und Entscheidungen aufgrund der Nichtberücksichtigung von Nutzungsinteressen in anderen Sektoren sehr wahrscheinlich eine nicht-nachhaltige Entwicklung fördern und Ineffizienzen durch konkurrierende Nutzung von Ressourcen fördern. Der Nexus-Ansatz ergänzt die aus dem IWRM bekannten Schwerpunkte der integrierten Land- und Wasserressourcenbewirtschaftung um weitere Aspekte der Ernährungssicherheit und der Energiesicherheit.

Sieht man von wissenschaftlichen Studien zu den komplexen Fragestellungen der Wasser-, Energie- und Ernährungssicherheit ab, waren es das *World Economic Forum 2011* und die *Bonn Nexus Konferenz 2011*, welche in

Vorbereitung auf den UN-Gipfel für nachhaltige Entwicklung „Rio+20“ 2012 den Nexus erstmalig auf die internationale politische Agenda brachten [4].

Seither ist der Nexus-Gedanke und die damit verbundene Betrachtung der Zusammenhänge und Wechselwirkungen zwischen den Sektoren auf internationaler Ebene fest verankert. Der Nexus-Gedanke ist bei der Behandlung wasserwirtschaftliche Fragestellungen wie auch aus internationalen Wasserkonferenzen nicht mehr wegzudenken und wird in zahlreichen Fachkonferenzen der 3 betroffenen Sektoren weiter vertieft.

2 Entwicklungen in und Wechselwirkungen zwischen den Sektoren

Sowohl der Energiesektor als auch der Nahrungsmittelsektor sind in hohem Maße von der Verfügbarkeit lokaler Wasserressourcen abhängig, welche wiederum entscheidend z.B. für die Deckung des Wasserbedarfs der lokalen Bevölkerung oder die Funktionsfähigkeit abhängiger Ökosysteme sind. Die Nahrungsmittel werden für die Versorgung der lokalen Bevölkerung ebenso benötigt, die Landwirtschaft und die Bereitstellung von Wasserdienstleistungen erfordern wiederum Energie.

Abbildung 1 gibt einen grundlegenden Überblick über die Wechselbeziehungen zwischen den betrachteten Sektoren und schafft damit eine Möglichkeit zur Visualisierung der vielfältigen Zusammenhänge.

Durch globale Trends wie Bevölkerungswachstum, die Steigerung des wirtschaftlichen Wohlstands und den Klimawandel ist damit zu rechnen, dass Angebot von und Nachfrage nach Energie, Nahrungsmitteln und Wasser weltweit zunehmend auseinanderklaffen. Dadurch besteht einerseits die Gefahr, dass natürliche Ressourcen übernutzt werden und ihr Bestand gefährdet wird. Andererseits haben Verteilungsfragen und –entscheidungen Folgen für das lokale und globale Wirtschaftswachstum [15] und können bis zu Konflikten führen.

Die Entwicklungstendenzen in den einzelnen Sektoren haben somit auch Auswirkungen auf die jeweils anderen Sektoren. Dabei steht die Nutzung einer (limitierten) Ressource meist im Vordergrund der bisher eher sektoralen Betrachtungen, wobei Nutzungsansprüche in anderen Sektoren bei Bewirtschaftungsfragen meist nicht entsprechend berücksichtigt werden und damit zum Einen möglicherweise in Konkurrenz zueinander stehen, und zum Anderen die Summe der einzelnen Nutzungsansprüche möglicherweise in

keinem angemessenen Verhältnis zur Verfügbarkeit der genutzten Ressource(n) steht. Die Wechselbeziehungen zwischen den einzelnen Sektoren sind vielfältig und deren Intensität sehr von der regionalen Gegebenheiten abhängig. Damit stellt sich der Nexus in den verschiedenen Regionen auch mit sehr unterschiedlichen Schwerpunkten dar.

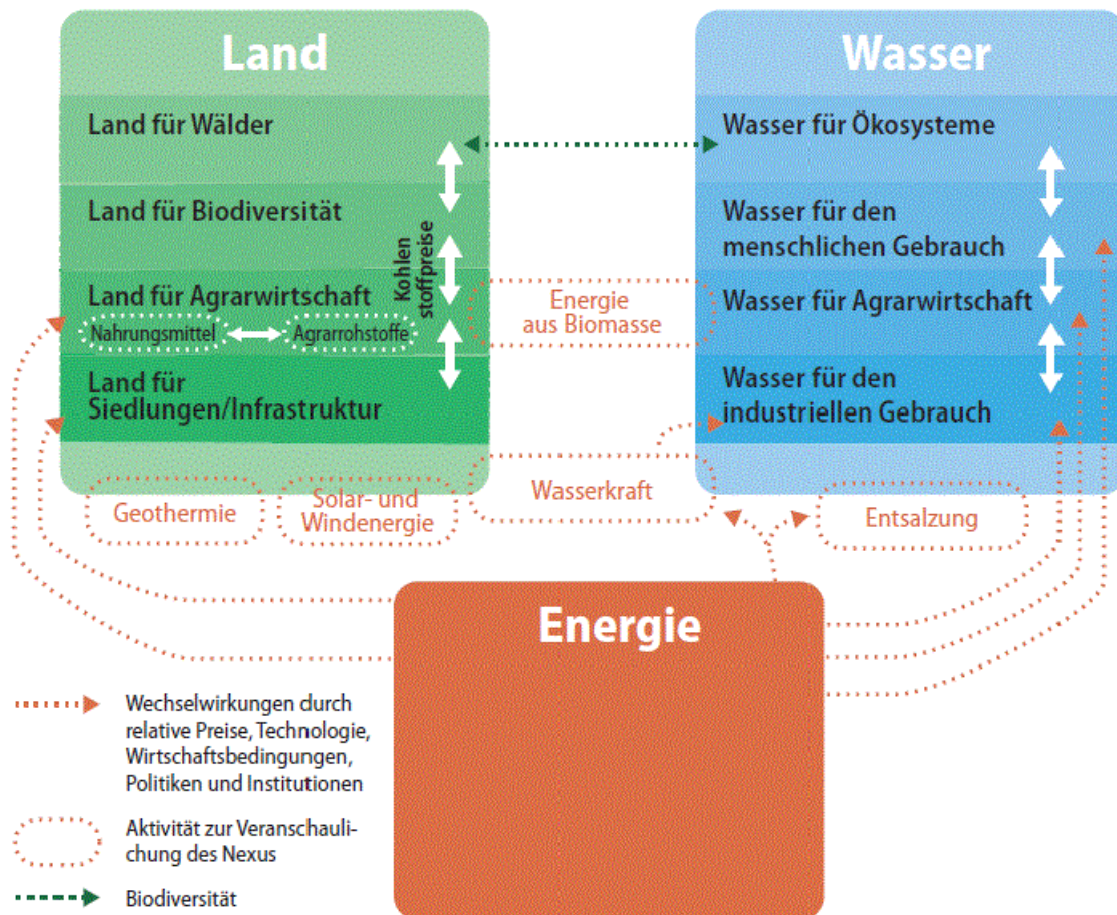


Abbildung 1: Der Wasser-Energie-Land-Nexus. Quelle: Europäischer Entwicklungsbericht 2011/2012

Ein kurzer Abriss der Entwicklungstendenzen in den einzelnen Sektoren und deren Wechselwirkungen auf andere Sektoren soll dabei helfen, das Ausmaß zukünftiger Nutzungskonflikte besser zu verstehen und die Notwendigkeit der Berücksichtigung der Wechselwirkungen bei Planungen und Handlungen in den jeweiligen traditionellen Sektoren über die Sektorengrenzen hinaus zu unterstreichen.

2.1 Wasser

Wasser ist ein Schlüsselfaktor für sozioökonomische Entwicklung wie auch für die Bewahrung der Lebensgrundlagen. Durch den zunehmenden Nutzungsdruck auf die Ressource Wasser steigt die Bedeutung von Ressourcenmanagement und Ressourcenschutz [15].

Global betrachtet ist Wasser bereits heute in vielen Regionen eine begrenzte Ressource. Etwa 1,2 Mrd. Menschen (ca. ein Fünftel der Weltbevölkerung) leben in Gebieten mit physikalischem Wasserstress (Entnahmen übersteigen 75% des verfügbaren Wasserdargebotes), und 500 Mio. Menschen sehen sich einer entsprechenden Entwicklung gegenüber.

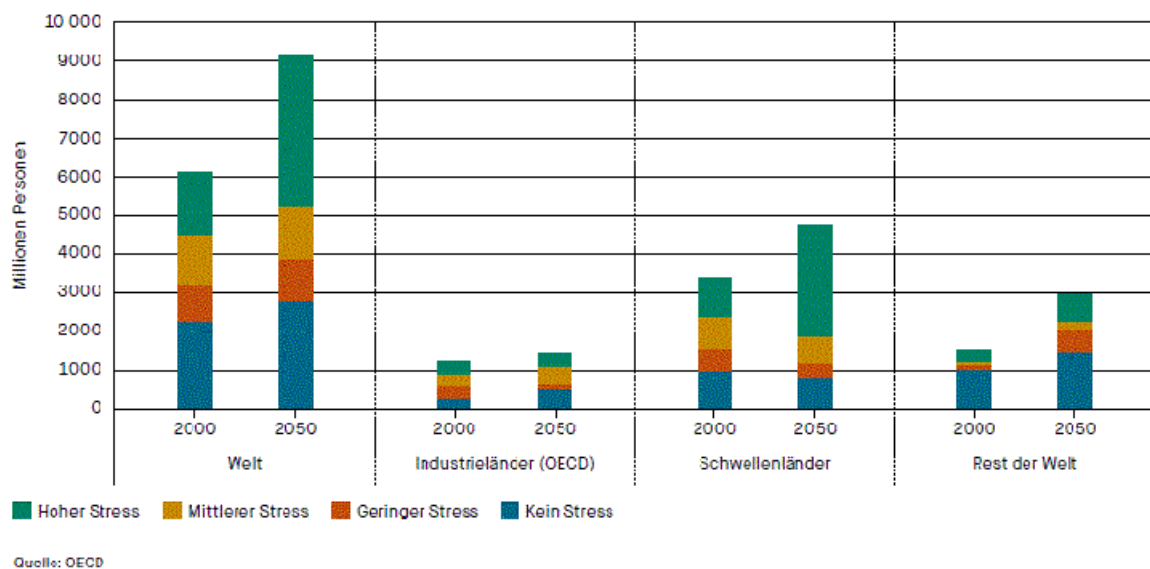


Abbildung 2: Von Wasserknappheit betroffene Menschen, Vergleich 2000/2050 (OECD-Basisszenario (OECD 2012: Umweltausblick 2050))

Weitere 1,6 Mrd. Menschen (ca. ein Viertel der Weltbevölkerung) sind mit ökonomischem Wasserstress konfrontiert. Selbst wenn ausreichend Ressourcen vorhanden sind, fehlt jedoch die entsprechende Infrastruktur zur Nutzung der Ressourcen [10].

Wie aus den beiden Abbildungen 2 und 3 hervorgeht, trifft die drohende oder bereits feststellbare Wasserknappheit überwiegend Regionen in Schwellen- und Entwicklungsländern der Welt. Der Bedarf an Frischwasser wird durch Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum weiter zunehmen, die Herausforderungen treffen diese Länder (oder Länder mit hohem Wachstum) besonders hart [5].

Die Zunahme des globalen Wasserbedarfs wird bis 2050 mit ca. 55% prognostiziert, dies vor allem durch zunehmenden Bedarf der produzierenden

Industrie (400%), thermaler Elektrizitätserzeugung (140%) und häuslichem Gebrauch (130%). Als Konsequenz wird die Verfügbarkeit der Wasserressourcen zunehmend angespannt, bis 2050 werden ca. 40% der Weltbevölkerung in Regionen mit ernsthaften Wasserstress leben, und ca. 20% der weltweiten Grundwasservorkommen werden übernutzt sein [5]. Auf Basis von Schätzungen der OECD werden 2050 etwa 3,9 Mrd. Menschen von Wasserknappheit betroffen sein (siehe auch Abb.2). [9].

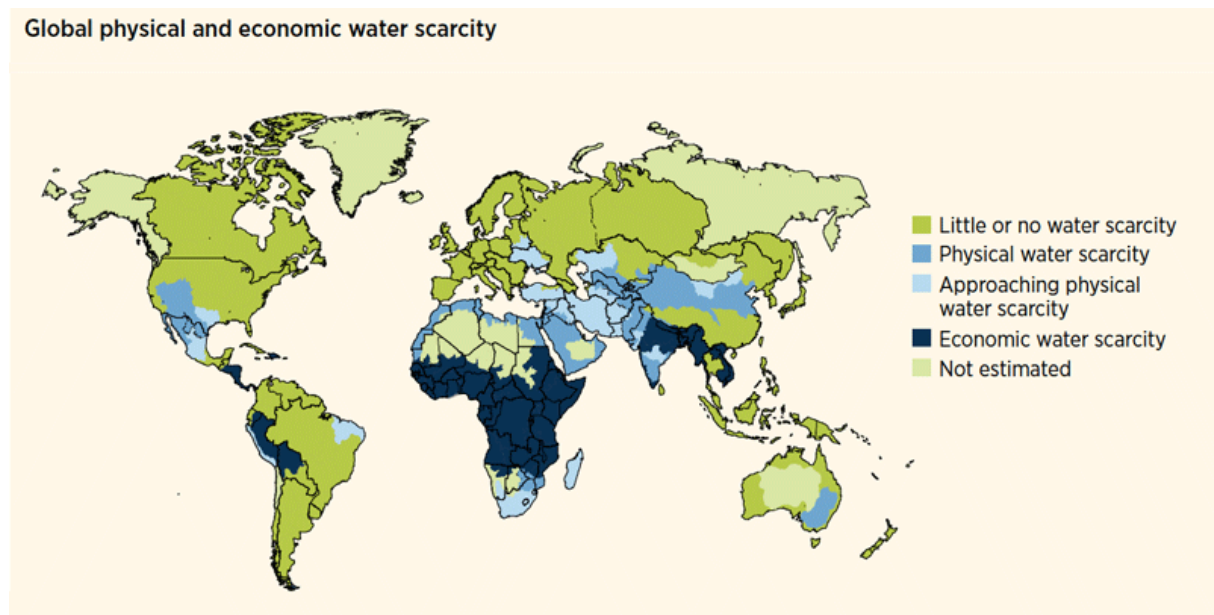


Abbildung 3: Von Wasserknappheit (physikalisch und ökonomisch) betroffene Regionen.
Quelle: [10]

Gemäß World Water Development Report 2014 der Vereinten Nationen sind weltweit ca. 768 Mio. Menschen ohne Zugang zu einer sicheren Trinkwasserversorgung, ca. 2,5 Mrd. Menschen sind weltweit ohne Zugang zu angemessener Sanitärversorgung [5].

Kernaufgabe wird es zukünftig sein, „Wassersicherheit“ zu erreichen und auch in Zukunft garantieren zu können - die Verfügbarkeit von Wasser in ausreichender Menge und angemessener Qualität für alle Nutzungssparten und eine geordnete und gerechte Bewirtschaftung als Basis für die langfristige Erhaltung der Ressourcen und der Ökosysteme [15]. Die absolute Priorität liegt dabei aber auf der Herstellung des grundlegenden Zugangs zu Wasser für alle Bevölkerungsgruppen. Diese Bestrebungen finden ihren Ausdruck in dem international auf breiter Basis ausverhandeltem Entwurf der nachhaltigen Entwicklungsziele (Sustainable Development Goals) und dem darin enthaltenen eigenständigen Entwicklungsziel für den Wasserbereich (siehe dazu auch Kap. 3.1.2).

2.2 Landwirtschaft

Wasser ist der Schlüssel zur Ernährungssicherheit. Global betrachtet stehen genügend Wasserressourcen zur Verfügung, um unseren zukünftigen Bedarf zu decken. Jedoch wird dieses Gesamtbild stark getrübt von großen Gebieten mit absolutem Wasserstress, von dem Milliarden Menschen betroffen sind (siehe Kap. 2.1) [8].

Die Landwirtschaft ist derzeit global der größte Wasserverbraucher mit ca. 70% Anteil an den globalen Wasserentnahmen. Die Nahrungsmittelproduktion und –versorgung beansprucht zudem weltweit ca. 1/3 des globalen Energiebedarfs [5].

Die Situation wird sich in Zukunft noch verschärfen, wenn bis 2030 ca. 50% und bis 2050 ca. 70% mehr Nahrungsmittel benötigt werden, um die Weltbevölkerung zu ernähren. Für die globalen Wasserentnahmen zu Bewässerungszwecken wird bis 2050 ein Zuwachs von ca. 10% abgeschätzt [7].

Gleichzeitig ist durch wirtschaftliches Wachstum und individuelles Wohlergehen eine Änderung der Ernährungsgewohnheiten weg von überwiegend stärkebasierter hin zu fleischdominierter Ernährung zu beobachten. Dieser Wandel hatte größte Auswirkung auf den Wasserverbrauch in den letzten 30 Jahren (die Herstellung von 1 kg Getreide benötigt ca. 1.600l Wasser, die Herstellung von 1 kg Rindfleisch ca. 15.000l Wasser [19]), und wird zukünftig eine entscheidende Rolle spielen [8].

Als regionales Beispiel hat in vielen Teilen Chinas, Indiens oder Pakistans die Einführung von Grundwasserpumpen zu Bewässerungszwecken wesentlichen zur Ernährungssicherheit beigetragen. Damit ist die Nahrungsmittelproduktion zum Großteil von Energiepreisen abhängig geworden [7]. Subventionen für Stützung der Energiepreise haben es den Landwirten ermöglicht, zu Bewässerungszwecken das Grundwasser über das nachhaltig nutzbare, natürliche Dargebot hinaus zu fördern und damit zur Erschöpfung von Grundwasservorkommen beigetragen [5].

Die große Herausforderung, der sich der landwirtschaftliche Sektor gegenüberstellt, besteht weniger in der Herstellung der 70% mehr Nahrungsmittel in den nächsten 40 Jahren, sondern darin, 70% mehr Nahrungsmittel für den „Teller“ („available on the plate“) verfügbar zu machen. (ca. 30% der weltweit produzierten Lebensmittel geht jedes Jahr verloren oder werden zu Abfall, und damit auch das dafür verwendete Wasser) [11].

2.3 Energie

Wasser und Energie sind entscheidend für das menschliche Wohlergehen und eine nachhaltige, sozioökonomische Entwicklung [5]. Eine moderne Zivilisation ist ohne Energie (für Industrie, Transport, Gebäude) nicht vorstellbar, grundlegende Dienstleistungen der Daseinsvorsorge (z.B. Wasserver- und Abwasserentsorgung) wären dann nicht verfügbar. Etwa 8% der global erzeugten Energie wird für dafür verwendet, Wasser zu fördern, aufzubereiten und zu den unterschiedlichen Verbrauchern zu transportieren [5].

Der Zusammenhang zwischen den Sektoren Wasser und Energie ist über die uns geläufige Wasserkraftnutzung hinausgehend besonders eng und wird über die „Energieintensität“ des Wassersektors bzw. die „Wasserintensität“ des Energiesektors definiert [12]. Jede Form der Energieerzeugung ist entweder auf die Ressource Wasser als Voraussetzung für die Gewinnung oder mit einer Auswirkung auf die Ressource verbunden. Jede Wassernutzung bedarf eines entsprechenden Energieeinsatzes. Ca. 90% der globalen Energieerzeugung ist wasserintensiv. Thermische Kraftwerke sind für ca. 80% der globalen Elektrizitätsproduktion verantwortlich; der Kühlwasserbedarf macht ca. 43% der gesamten Wasserentnahmen in Europa, ca. 50% in USA und 10% in China aus [5].

Die internationale Energieagentur hat für 2010 die globalen Wasserentnahmen für die Energieproduktion auf ca. 583 Mrd. m³ geschätzt, dies entspricht etwa 15% der weltweiten Wasserentnahmen, davon wurden 66 Mrd. m³ verbraucht. Der globale Energieverbrauch wird bis 2035 voraussichtlich um ca. 35% zunehmen. Die Abb. 4 zeigt recht eindrucksvoll, dass der zunehmende Primärenergiebedarf bis 2035 außerhalb der OECD-Staaten vorwiegend über fossile Energieträger gedeckt werden wird.

Die Wasserkraft trägt weltweit mit einem Anteil von ca. 16% zur Elektrizitätsproduktion bei [12]. Der Anteil des derzeit weltweit genutzten Potentials an Wasserkraft beträgt 19%, wobei große regionale Unterschiede im derzeitigen Ausbaugrad bestehen [14]. Weltweit gibt es deutlich über 45.000 große Staudämme, der überwiegende Teil davon befindet sich im globalen „Trockengürtel“, wo die Bevölkerung besonders stark wächst und ein weiteres starkes Wachstum absehbar ist – sie werden primär zu Zwecken der Wasserversorgung oder Bewässerung genutzt, wobei die Wasserkraftnutzung teilweise als Zusatznutzen gesehen wird.

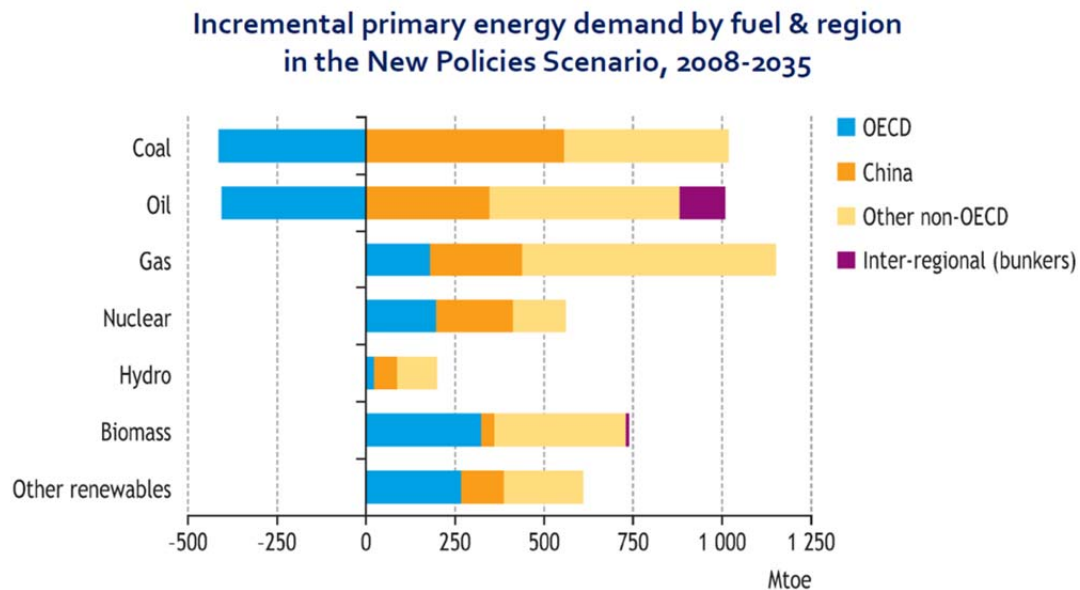


Abbildung 4: Entwicklung des Primärenergiebedarfs nach Region und Energiequelle
[OECD/IEA: World Energy Outlook 2010]

Die Zunahme des globalen Elektrizitätsbedarfs wird bis 2035 mit ca. 70% prognostiziert; diese wird hauptsächlich Nicht OECD-Staaten treffen, wobei auf China und Indien mehr als der Hälfte dieses Anstieges entfallen wird. Es wird erwartet, dass der relative Anteil der Wasserkraft an der globalen Elektrizitätserzeugung zwar konstant bleiben wird [5], was aber angesichts der prognostizierten Zunahme des Bedarfs zu einer beachtlichen Zunahme an Wasserkraftwerken weltweit führen wird - mit all den damit zu erwartenden nachteiligen Auswirkungen auf die Ökologie der Gewässer.

Mehr als 1,3 Mrd. Menschen sind weltweit ohne Zugang zu Elektrizität. Der Zugang zu sauberer und leistbarer Energie ist Kernaufgabe für eine human gerechte Entwicklung. Sowohl die Vereinten Nationen (Sustainable Energy for all, SE4All) als auch die EU (Agenda for Change) erkennen die Bedeutung des Zugangs zu nachhaltigen Energiedienstleistungen als Voraussetzung für die Entwicklung an [15]. Dem wird mit der Formulierung eines eigenständigen nachhaltigen Entwicklungsziels für den Energiebereich in der Post-2015 Entwicklungsagenda entsprechend Rechnung getragen (siehe auch Kap. 3.1.2).

2.4 Weitere zu berücksichtigende Aspekte

2.4.1 Urbanisierung

Die fortschreitende Urbanisierung, oft begründet in sich verschlechternden Lebensbedingungen in ländlichen Gebieten, hat mittlerweile ein Ausmaß erreicht, dass 50% der Weltbevölkerung städtische Bewohner sind. Bis 2050

wird eine Zunahme des Anteils mit bis zu 70% erwartet [6], die sich fast ausschließlich in den Städten der Entwicklungsländer abspielen wird, während der Anteil der urbanen Bevölkerung in den entwickelten Ländern nahezu konstant bleiben wird. Die jährliche Bevölkerungszunahme in den sechs größten Städten der Entwicklungsländer – Dhaka, Karachi, Kinshasa, Lagos, Mumbai und Neu-Delhi - ist größer als die gesamte Bevölkerung der EU [5], und deren Wachstum nimmt weiterhin rasant zu.

Viele rasch wachsende Städte in Entwicklungsländern sehen sich mit großen Problemen in den Bereichen Wasser und Energie konfrontiert, deren Bewältigung häufig begrenzte Kapazitäten gegenüberstehen. Katmandu zum Beispiel ist gegenwärtig nur in der Lage, ca. ein Drittel des Wasserbedarfs der mehr als 1 Million zählenden Einwohner zu decken, bei einem derzeitigen Wachstum von jährlich ca. 4% [5].

Darüber hinaus sind die Ballungsräume meist Zentren der wirtschaftlichen Entwicklung. Aufgrund der hohen Dichte an Industrie, Transport und Gebäuden werden in Städten etwa 60-80% der gewerblichen Energie verbraucht. Gewöhnlich umfassen die Energiekosten den größten Teil der Aufwendungen für Wasseraufbereitungs- und Abwasserbehandlungsanlagen. Die Energieversorgung wird daher in Zukunft direkte Auswirkungen auf die Verfügbarkeit und die Leistbarkeit von Wasser in den schnell wachsenden Städten der Entwicklungsländer haben [5].

Daher wird auch diesem Aspekt zunehmend gezielt politische Aufmerksamkeit gewidmet, wie aktuell in der für das 7. Weltwasserforum (12.-17. April 2015, Korea) vorgesehenen Ministerdeklaration.

2.4.2 Ökosystemleistungen

Die Verfügbarkeit von Wasser in ausreichendem Umfang und entsprechender Qualität ist von gesunden Ökosystemen abhängig. Deren Nutzungsmöglichkeiten in Form von Ökosystemleistungen sind vielfältig: z.B. als versorgende Leistungen (Trinkwasser), regulierende Leistungen (Hochwasserschutz) oder als kulturelle Leistungen (Erholung). Die Nutzung der Ökosystemleistungen wird weltweit zunehmend stark beeinträchtigt, allen voran durch die Errichtung von Staudämmen bzw. Reservoirs und deren Auswirkungen auf die Ökologie der Gewässer.

3 Entwicklungen des Nexus auf unterschiedlichen Ebenen

3.1 Internationale Ebene

3.1.1 Nexus-Konferenz 2011 in Bonn

Im November 2011 fand in Bonn die erste internationale Nexus-Konferenz statt. Diese Konferenz trug wesentlich dazu bei, den Nexus-Gedanken als aufkommendes Thema von der regionalen Ebene auf die internationale politische Ebene zu bringen und erste Lösungsansätze in Form von Botschaften und Empfehlungen an die Politik [16] zu formulieren.

In den Politikempfehlungen wird die **Erreichung der Wasser-, Energie- und Ernährungssicherheit** als zentraler Punkt und als Grundlage für eine nachhaltige Entwicklung angesprochen. Damit wurde auch die Grundlage für die Definition der nachhaltigen Entwicklungsziele (SDG's) geschaffen, wohin die Post-2015 Entwicklung erfolgen sollte.

Ferner wurden folgende **Anknüpfungspunkte** für zielgerichtete Nexus-Betrachtungen als relevant erkannt:

- *Zugang zu grundlegenden Dienstleistungen* (Herstellung von Minimumstandards) wie sicherem Trinkwasser, angemessener Sanitärversorgung, gesunder Nahrung und sauberer Energie
- *Produktivität der Ressourcennutzung* (Effizienzsteigerung etc.)
- *Der Beitrag von Biodiversität und Ökosystemen* zum menschlichen Wohlbefinden und der Wirtschaft

Die zentralen **Botschaften** der Konferenz in Bezug auf den Nexus lauten kurz zusammengefasst:

- Die Nexus-Perspektive schafft ein Verständnis für die Wechselwirkungen zwischen den Sektoren Wasser, Energie, Nahrung und anderen Politikbereichen (Klima, Biodiversität) und schafft damit die Grundlage für mögliche Synergiepotentiale
- Ein Verständnis des Nexus ist Voraussetzung für die Entwicklung von Politiken, Strategien und Investitionen, um unter aktiver Einbindung der Verwaltung, des Privatsektors und der Zivilgesellschaft Synergien auszuloten und Zielkonflikte in den drei Entwicklungsbereichen zu entschärfen
- Es ist daher wichtig, die Nexus-Perspektive in lokale, nationale und internationale Planungsaktivitäten (z.B. im Rahmen des Rio+20 – Prozesses in die Strategie für nachhaltige Entwicklung) einfließen zu lassen

In weiterer Folge fanden (und finden) eine Reihe weiterer Nexus-Konferenzen statt, so auch 2014 eine weitere Nexus-Konferenz in Bonn. Mehr Informationen dazu, zur Bonn-Konferenz 2011 und umfangreiches Hintergrundmaterial zum Thema Water-Energy-Food-Nexus finden sich unter: <http://www.water-energy-food.org/en/home.html>.

Seitdem der Nexus-Gedanke die politische Diskussion auf internationaler Ebene um die globalen Herausforderungen maßgeblich mitbestimmt, wird der Ansatz von den globalen Akteuren in den Bereichen Wasser-, Energie- und Ernährung entsprechend thematisiert und in den diversen Programmen und Aktivitäten berücksichtigt.

3.1.2 UN-System (Vereinte Nationen)

Die Nexus-Konferenz in Bonn 2011 war nicht nur Initiator der internationalen Diskussion um den Nexus, sondern hat in ihren Politikempfehlungen Schwerpunkte für eine Ausrichtung der Post-2015 Entwicklungsagenda für eine nachhaltige Entwicklung gegeben.

Mit dem UN-Gipfel für nachhaltige Entwicklung 2012 in Rio de Janeiro (Rio+20-Gipfel) wurde ein Prozess zur Formulierung einer Reihe von Zielen zur nachhaltigen Entwicklung (Sustainable Development Goals – SDG's) initiiert, welche auf den Millennium Development Goals (MDG's – dies sind Entwicklungsziele, zu deren Erreichung bis 2015 sich die UN-Mitgliedstaaten im Jahr 2000 verpflichtet haben) beruhen und in einer Post-2015 Entwicklungsagenda zusammenlaufen sollen. Ein Entwurf der SDG's wurde in einem iterativen Prozess unter Einbindung diverser Akteure (Offene Arbeitsgruppe der VN, High-level Panel of Eminent Persons, UN System Task Team) und unter Beteiligung der Öffentlichkeit (nationale, globale und thematische Konsultationen) erarbeitet und liegt seit Mitte 2014 vor (<https://sustainabledevelopment.un.org/focussdgs.html>). Dieser Entwurf beinhaltet jeweils ein eigenständiges Entwicklungsziel für die Bereiche Wasser (Ziel 6), Energie (Ziel 7) und Ernährungssicherheit (Ziel 2).

Wiewohl der Nexus-Gedanke im Dokument nicht explizit angesprochen wird, wurde er bei der Formulierung der nachhaltigen Entwicklungsziele für die jeweiligen Bereiche und deren Ziele und Indikatoren aufgegriffen (Effizienzsteigerung; nachhaltige, sektorenübergreifende Ressourcennutzung, etc.). Im Rahmen des Prozesses zur Formulierung eines eigenständigen nachhaltigen Wasserziels wurden von diversen Akteuren (z.B. UN Water: <http://www.unwater.org/topics/water-in-the-post-2015-development-agenda/en/>) zudem Vorschläge für (Teil)Ziele und Indikatoren mit explizitem Nexus-Bezug

unterbreitet, (z.B. agricultural water productivity /energy water productivity/water productivity/efficiency).

Auch die Arbeitsgruppe „Integriertes Wasserressourcenmanagement“ der UNECE Wasserkonvention (Konvention zum Schutz und zur Nutzung grenzüberschreitender Wasserläufe und internationaler Seen) hat 2013 einen entsprechenden Vorschlag zu einem eigenständigen Wasserziel in der nachhaltigen Entwicklungsagenda vorlegt, welches neben den 3 Teilzielen für die Bereiche WASH (Water, Sanitation and Hygiene), Water Resources Management und Wastewater Management and Water Quality auch die 3 Teilziele umspannende „Nexus Targets“ (Water-Health Nexus (sichere Wasserversorgung und angemessene Abwasserentsorgung in Gesundheitszentren), Water-Energy Nexus (Steigerung Wasserproduktivität für Wasserkraftwerke), Water-Food Nexus (Steigerung Wasserproduktivität und –effizienz in Landwirtschaft), Water-Energy-Food Nexus (Steigerung der Nährstoff- und Energierückgewinnung aus Abwasser und Abfällen)) beinhaltet.

Darüber hinaus hat die UNECE Wasserkonvention der international aufgekommenen Diskussion um den Water-Food-Energy Nexus Rechnung getragen und bei ihrer 6. Vertragsstaatenkonferenz im November 2012 in Rom beschlossen, ein „assessment of the water-food-energy-ecosystems nexus“ in einer repräsentativen Anzahl grenzüberschreitende Flusseinzugsgebiete (Alazani/Ganikh basin in Georgien/Azerbaidjan; Sava River basin, Syr Darya River basin) in das Arbeitsprogramm 2013-2015 aufzunehmen. Damit einhergehend wurde eine „Task Force on the Water-Food-Energy-Ecosystem Nexus“ unter der Leitung Finnlands eingerichtet, um die Arbeiten zu bündeln und zu leiten. Die Arbeiten sollen bis zur nächsten Vertragsstaatenkonferenz im November 2015 abgeschlossen sein. Nähere Informationen dazu finden sich unter: <http://www.unece.org/environmental-policy/treaties/water/areas-of-work-of-the-convention/envwaternexus.html>

3.1.3 Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD)

Die OECD hat sich in einer 2013 veröffentlichten Studie „Water Security for Better Lives“ (<http://www.oecd.org/env/resources/watersecurity.htm>) mit den dem Nexus-Gedanken zugrundeliegenden Wechselwirkungen aus Sicht der Versorgungssicherheit auseinandergesetzt. In dieser Studie analysiert die OECD (politische) Grundsätze, gibt eine Orientierung zur Nutzung marktbasierter Instrumente und einen Überblick über die komplexen Wechselwirkungen zwischen Wassersicherheit und anderer Schutzziele wie Nahrungsmittel-

sicherheit, Energiesicherheit, Klimawandelanpassung und Schutz der Biodiversität.

Ferner hat die OECD mit dem Global Forum on Environment eine Plattform zwischen OECD- und Nicht OECD-Staaten zur Befassung mit politisch relevanten Themen der Umweltdimension der nachhaltigen Entwicklung und deren Wechselwirkungen mit wirtschaftlichen und sozialen Politiken eingerichtet. Dabei stehen die zu behandelnden Themen in engem Zusammenhang mit den Prioritäten der globalen Umweltagenda.

Das Global Forum on the Environment im November 2014 wurde dem Schwerpunkt “New Perspectives on the Water-Energy-Food-Nexus” gewidmet, um vier Arbeitsfelder näher zu beleuchten und damit einen Beitrag zu einer verstärkt integrierten Politikgestaltung zu leisten:

- die Notwendigkeit zum Verständnis langfristiger Auswirkungen des Nexus auf das Wachstum,
- Wege zur Verbesserung der Kohärenz zwischen nationaler, regionaler und lokaler Planung und Prioritäten,
- die Rolle von Investitionen des Privatsektors im Nexus sowie
- Wege zur Etablierung des Nexus in der Post-2015 Agenda zur nachhaltigen Entwicklung

Nähere Informationen dazu unter <http://www.oecd.org/env/resources/nexus.htm>.

3.1.4 Organisation für Ernährung und Landwirtschaft der Vereinten Nationen (FAO)

In einer 2014 veröffentlichten Konzeptnote sieht die FAO den Nexus als Rahmen in der breiteren Nachhaltigkeitsdebatte und als Teil der Vision der FAO von nachhaltiger Ernährung und Landwirtschaft, um ihrem Mandat zur Erreichung der Ernährungssicherheit und der nachhaltigen Bewirtschaftung und Nutzung der natürlichen Ressourcen und der Ökosysteme nachzukommen [7].

Die FAO hat im Rahmen dieses Prozesses 3 Arbeitsfelder für sich identifiziert (Daten und Analysen, Szenarien-Entwicklung und Handlungsoptionen). Begleitet werden die Aktivitäten von einem kontinuierlichen Dialog mit Interessensvertretern, um ein gemeinsames Verständnis und eine gemeinsame Sichtweise zu schaffen und sicherzustellen, dass Handlungsoptionen mit nationalen Notwendigkeiten und Prioritäten abgestimmt sind.

3.1.5 Internationale Energieagentur (IEA)

Die internationale Energieagentur berichtet in ihrem jährlich erscheinenden „World Energy Outlook“ über aktuelle Politikentwicklungen im Energiebereich. Im Jahr 2012 wurde erstmals der Zusammenhang „Water for Energy“ (Kapitel 17) im World Energy Outlook 2012 betrachtet, im Detail der Wasserbedarf verschiedener Energiequellen sowie der abgeschätzte Wasserbedarf nach Szenarien, Energiequellen und Regionen. Details zum Bericht unter: <http://www.worldenergyoutlook.org/resources/water-energy-nexus/>

3.2 Europäische Ebene

Im Rahmen der EU-Außenpolitik hat die Sichtweise, dass Wasser möglicherweise aufgrund der bereits aufgezeigten Spannungsfelder zukünftig zu einer der am meisten umkämpften Ressourcen werden kann und damit auch die Stabilität und Sicherheit in vielen Regionen der Welt gefährden kann, in den letzten Jahren zu verstärkten Anstrengungen in der „Wasserdiplomatie“ geführt. Ziel dieser Anstrengungen ist es, eine aktive Rolle für mehr Wassersicherheit einzunehmen sowie die gemeinschaftliche und nachhaltige Nutzung von Wasserressourcen (auch grenzüberschreitend) und regionale Kooperationen zu fördern.

Der Nexus-Gedanke findet sich auch im Bereich der europäischen Entwicklungszusammenarbeit zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung. Die EU hat Reformen im Bereich ihrer Entwicklungspolitik gesetzt, um diese strategischer und zielgerichteter auszurichten: u.a. mit der 12 Punkte umfassenden „Agenda for Change“ und einer (von zwei) Priorität(en) auf inklusives und nachhaltiges Wachstum in jenen Sektoren mit u.a. besonders starkem Einfluss auf die Wirtschaft und einem Beitrag zum Umweltschutz. Hauptaugenmerk liegt bei dabei auf der Schaffung nachhaltiger Strukturen in der Landwirtschaft und der Energieversorgung in Entwicklungsländern, um in jenen Regionen die notwendigen Voraussetzungen für eine nachhaltige Entwicklung zu schaffen, die schon derzeit und zukünftig besonders stark von sich entgegenstehenden Nutzungsinteressen begrenzter Ressourcen betroffen sind und sein werden.

3.3 Nationale Ebene

Der Nexus mit den Wechselwirkungen und Zusammenhängen ist allen Akteuren sehr eindringlich bewusst. Allerdings lässt sich die globale Diskussion, die stark von den Aspekten der Erreichung von Versorgungssicherheit als Grundlage für die nachhaltige Entwicklung geprägt ist, aufgrund regional stark variierender

Rahmenbedingungen (wirtschaftliche und strukturelle Entwicklung in den einzelnen Sektoren, Verfügbarkeit von Wasserressourcen) nicht ohne weiteres auf die nationale/regionale Ebene übertragen. Aufgrund unserer spezifischen Gegebenheiten liegt jedoch der regionale Fokus in Österreich auf anderen Aspekten, wie nachfolgend dargestellt wird.

3.3.1 Zusammenhang Wasser-Landwirtschaft

Österreich gehört zu den wasserreichsten Ländern Europas und nutzt im langjährigen Durchschnitt lediglich ca. 3% seiner verfügbaren Wasserressourcen. Für landwirtschaftliche Bewässerung werden im langjährigen Durchschnitt nur ca. 7% dieser entnommenen Wassermengen verwendet, wobei dieser Anteil regional und über die Jahre sehr stark variieren kann und sich eher auf die landwirtschaftlichen Gunstlagen im Nordosten und Südosten Österreichs konzentriert. Daher ergibt sich auf Basis der Zahlen, dass der Zusammenhang Wasser-Landwirtschaft aus quantitativer Sicht kein zentraler Aspekt für Österreich ist, sehr wohl aber aus qualitativer Sicht. Diffuse Nährstoffeinträge in die Gewässer durch landwirtschaftliche Tätigkeit führen zu Nährstoffbelastungen in den Gewässern. Gemäß Entwurf des 2. Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans verfehlen etwa 20% der Fließgewässer den guten Zustand aufgrund stofflicher Belastungen, Ursache dafür sind vor allem Belastungen durch Nährstoffe. Entsprechende Gewässerschutzmaßnahmen werden im Rahmen des Aktionsprogramms Nitrat sowie durch das Programm zur ländlichen Entwicklung umgesetzt.

3.3.2 Zusammenhang Wasser-Energie

Die Wasserkraft trägt in Österreich mit einem Anteil von ca. 60% in erheblichem Ausmaß zur Gesamt-Stromproduktion bei. Das aus technisch-wirtschaftlicher Sicht ausbauwürdige Potential der Wasserkraft wird in Österreich bereits zu ca. 70% genutzt [20]. Dies trägt dazu bei, dass Österreich im europäischen und internationalen Maßstab einen vergleichsweise hohen Anteil erneuerbarer Energien am Energiemix zur Deckung der Primärenergie aufweist und als Partner und Know-how-Träger im Bereich Wasserkraft international große Anerkennung genießt.

Der hohe Ausbaugrad der Wasserkraftnutzung hat (im Zusammenspiel mit dem über Jahrzehnte vorangetriebenen technischen Hochwasserschutz) dazu geführt, dass derzeit aus gewässerökologischer Sicht etwas mehr als die Hälfte der Gewässer den guten Zustand aufgrund hydromorphologischer Belastungen verfehlen. Mit dem 1. Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP 2009) wurden umfangreiche Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen

und der Abflussverhältnisse gesetzt, welche im Rahmen des 2. NGP 2015 fortgeschrieben und ausgeweitet werden [18]. Ein weiterer Ausbau der Wasserkraft kann zukünftig nur im Einklang und unter Beachtung der gewässerökologischen Ziele (ökologischen Ausbau der Wasserkraft) erfolgen.

Um diese Entwicklung bestmöglich zu unterstützen, wurde auf Basis des NGP 2009 gemeinsam mit den Ländern und unter Einbeziehung der maßgeblichen Stakeholder und NGOs Kriterien für die Bewertung von Wasserkraftprojekten bzw. Gewässerabschnitten hinsichtlich ihrer Eignung für die Wasserkraftnutzung festgelegt und im österreichischen Wasserkatalog veröffentlicht. Diese Kriterien berücksichtigen sowohl die Notwendigkeit zur Steigerung des Anteils an erneuerbarer Energie (aufgrund rechtlicher Vorgaben) als auch den Schutz ökologisch wertvoller Gewässerstrecken. Neben der Interessenabwägung im Einzelfall können auf Basis der Kriterien auch konkrete Planungen der Länder durchgeführt werden. Derartige Planungen sind in der Steiermark, in Oberösterreich, in Niederösterreich und in Tirol in Vorbereitung [18].

Ein weiterer zentraler Aspekt österreichischer Anstrengungen zielt auf die Reduktion des Energieverbrauchs für Wasserversorgungs- und Abwasserbehandlungsanlagen ab. Seit Jahren werden durch ÖWAV (Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband) und ÖVGW (Österreichische Vereinigung für das Gas- und Wasserfach) mit Erfolg Initiativen (Benchmarking Plattformen im Bereich Abwasser (ÖWAV) und Trinkwasser (ÖVGW)) gesetzt, um Energiereduktions- und Kosten-senkungspotentiale für die individuellen Anlagen zu ermitteln und aufzuzeigen.

3.3.3 Nachhaltige Entwicklung

Als österreichischer Akteur mit Fokus auf die internationaler Ebene, der sich seit einigen Jahren intensiv mit dem Water-Food-Energy Nexus auseinandersetzt, darf auf die österreichische Entwicklungszusammenarbeit (EZA) hingewiesen werden. Die EZA hat die thematischen Schwerpunkte ihrer Arbeit in den Bereichen Wasserversorgung und Siedlungshygiene, nachhaltige Energieversorgung und ländliche Entwicklung auf den Nexus-Gedanken ausgerichtet und hat diese erstmals in ihrem Dreijahresprogramm 2013-2015 [15] berücksichtigt und wird dies in den Folgeprogrammen weiter verstärkt tun.

4 Zusammenfassung

Der Water-Food-Energy Nexus ist seit einigen Jahren international bis hinauf auf die politische Ebene in den betroffenen Sektoren gleichermaßen und darüber hinaus ein ganz zentrales Thema und aus der heutigen Diskussion nicht mehr wegzudenken. Die Nexus-Konferenz 2011 in Bonn trug wesentlich dazu bei, den Nexus-Gedanken als Thema international zu verankern und erste Lösungsansätze zu formulieren, und damit die Ausrichtung von globalen Strategien zur nachhaltigen Entwicklung und Wachstum (Formulierung der nachhaltigen Entwicklungsziele (SDG's) und der Post-2015 Entwicklungsagenda) zu unterstützen.

Der Nexus-Gedanke mit den Wechselwirkungen und Zusammenhängen zwischen den Sektoren ist allen Akteuren auf globaler Ebene sehr wichtig. Im Zentrum der Diskussion um Handlungsfelder stehen dabei die Aspekte der Erreichung von **Versorgungssicherheit** in allen drei Sektoren gleichermaßen als Grundlage für eine **nachhaltige Entwicklung** im Vordergrund. Die Ausprägungen der Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Sektoren variieren jedoch aufgrund der Rahmenbedingungen je nach Region und damit auch die regional unterschiedliche Gewichtung der jeweiligen Aspekte. Besonders starke Auswirkungen haben die dem Nexus-Gedanken zugrundeliegenden Entwicklungen auf Entwicklungs- und Schwellenländer, daher ist die Wahrnehmbarkeit des Nexus-Gedankens in den betreffenden Politikfeldern (Entwicklungspolitik, Post-2015 Entwicklungsagenda) auch besonders ausgeprägt.

Aufgrund unserer spezifischen Gegebenheiten ist der global eher im Vordergrund stehende Zusammenhang Wasser-Landwirtschaft aus quantitativer Sicht kein zentraler Aspekt für Österreich. Der qualitative Aspekt des Zusammenhangs Wasser-Landwirtschaft sowie der Zusammenhang Wasser-Energie sind aus gewässerökologischer Sicht die zentralen Handlungsfelder auf nationaler Ebene, in denen strategische Planungen auf der Basis objektiver Kriterien zur Bewertung der Auswirkungen auf die betroffenen Sektoren (Beispiel Wasserkatalog) durchgeführt und entsprechende Maßnahmen unter Berücksichtigung der sektor übergreifenden Auswirkungen gesetzt werden.

5 Literatur

- [1] UN International Decade for Action ‘Water for Life’ 2005-2015 – IWRM (<http://www.un.org/waterforlifedecade/iwrn.shtml>)
- [2] Global Water Partnership: What is IWRM? (<http://www.gwp.org/The-Challenge/What-is-IWRM/>)
- [3] The Water, Energy & Food Security Resource Platform (<http://www.water-energy-food.org/>)
- [4] The Nexus Approach vs IWRM - Gaining Conceptual Clarity (http://www.water-energy-food.org/en/news/view__1612/the-nexus-approach-vs-iwrn-gaining-conceptual-clarity.html)
- [5] UN Water (2014): The United Nations World Water Development Report 2014, Water and Energy (<http://www.unesco.org/new/en/loginarea/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2014-water-and-energy/>)
- [6] Stockholm Environment Institute (2011): Understanding the Nexus. Background paper for the Bonn 2011 Nexus Conference (http://www.water-energy-food.org/en/whats_the_nexus/background.html)
- [7] FAO 2014: The Water-Energy-Food Nexus at FAO. Concept note.
- [8] UN-Water: Water and food (<http://www.unwater.org/topics/water-and-food/en/>)
- [9] Umwelt Schweiz 2015, Bericht des Bundesrates.
(<http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01794/index.html?lang=de&download=NHZLpZig7t,lnp6I0NTU042l2Z6ln1acy4Zn4Z2qZpnO2YUq2Z6gpJC Hd4R2gmym162dpYbUzd,Gpd6emK2Oz9aGodetmqaN19XI2IdvoaCVZ,s-.pdf>)
- [10] UN International Decade for Action ‘Water for Life’ 2005-2015 – Water scarcity (<http://www.un.org/waterforlifedecade/scarcity.shtml>)
- [11] UN International Decade for Action ‘Water for Life’ 2005-2015 – Water and food security (http://www.un.org/waterforlifedecade/food_security.shtml)
- [12] UN International Decade for Action ‘Water for Life’ 2005-2015 – Water and energy (http://www.un.org/waterforlifedecade/water_and_energy.shtml)
- [13] Weltbank 2014: Infographic: Thirsty Energy - Energy and Water's Interdependence (<http://www.worldbank.org/en/news/feature/2014/01/16/infographic-thirsty-energy-energy-and-water-interdependence>)
- [14] OECD/IEA 2010: Renewable Energy essentials: Hydropower (http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/Hydropower_Essentials.pdf)
- [15] Bundesministerium für europäische und internationale Angelegenheiten, Sektion VII – Österreichische Entwicklungszusammenarbeit (2012): Dreijahresprogramm der österreichischen Entwicklungspolitik 2013-2015 (http://www.entwicklung.at/uploads/media/3JP_2013-2015.pdf)

- [16] Bonn 2011 Conference: Messages and Policy Papers (http://www.water-energy-food.org/en/whats_the_nexus/messages_policy_recommendations.html)
- [17] OECD: Global Forum on Environment: New Perspectives on the Water-Energy-Food Nexus (<http://www.oecd.org/env/resources/nexus.htm>)
- [18] BMLFUW 2015: Öffentlichkeitsbeteiligung zu wichtigen Wasserthemen der Zukunft (<http://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasser-oeffentlich/oeffentlichkeitsb.html>)
- [19] Wasserfußabdruck (<http://www.wasserfussabdruck.org/>)
- [20] BMWFJ, BMLFUW: Eckpunkte der Energiestrategie Österreich (www.energiestrategie.at)
- [21] Deutsches Institut für Entwicklungspolitik: Wasser-Energie-Ernährung: brauchen wir eine Nexus-Perspektive? Die Bonner Nexus-Konferenz (<http://www.diegdi.de/die-aktuelle-kolumne/article/wasser-energie-ernaehrung-brauchen-wir-eine-nexus-perspektive-die-bonner-nexus-konferenz/>)

Korrespondenz an:

Autoren: Dr. Christian Schilling, MR DI Karl Schwaiger

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Marxergasse 2, 1030 Wien

Tel.: +43-1-71100/7111

Mail: christian.schilling@bmlfuw.gv.at; karl.schwaiger@bmlfuw.gv.at

Herausforderungen für die zukünftige Stromversorgung in Österreich und Europa

Dipl. Ing. Benoît Bletterie

Abstract: Die installierte Leistung von Photovoltaik und Wind nimmt immer weiter zu. Dadurch ergeben sich sowohl für die Netze als auch für die Märkte Herausforderungen, die bewältigt werden müssen. Auf Grund der reduzierten Flexibilität bzw. Steuerbarkeit eines wachsenden Teils der Erzeugungskapazitäten kommt auf flexible Verbraucher eine zunehmend wichtige Rolle zu. Trends, Herausforderungen und Smart Grids-Ansätze werden in dieser Arbeit vor allem in Bezug auf die fluktuierenden Erzeuger und die flexiblen Verbraucher diskutiert.

Key Words: smart grids, dezentrale Erzeugung, Lastverschiebung, demand side management

1 Einleitung

Die Politischen Rahmenbedingungen, wie die 20/20/20 Ziele bis zum Jahr 2020 sowie die 40/27/27 Ziele für 2030, forcieren einen geringeren CO₂-Ausstoß, mehr Erneuerbare Energien und eine höhere Energieeffizienz. Da die Erneuerbaren Energien vor allem dezentral installiert werden, ergibt sich ein Trend zur Dezentralisierung der Stromerzeugung. Abhängig vom Land und von der Region ist der Anteil der dezentralen Erzeugung schon in manchen Verteilnetzen bemerkbar. Außerdem macht sich der Anteil der volatilen Erzeugung an den Strom-Märkten bemerkbar.

2 Status Quo und zukünftige Entwicklung von Wind und Photovoltaik

Es wird ein Überblick über den Status Quo und mögliche Entwicklungsszenarien von Wind- und Photovoltaik-Anlagen (PV) gegeben. Da die zwei Technologien Wind und PV die erneuerbaren Technologien mit den höchsten Ausbauraten und dem höchsten Potential sind, wird in diesem Kapitel der Fokus auf diese zwei Technologien gelegt.

2.1 Status Quo: Wind und Photovoltaik in Europa

Mit einer installierten Leistung von mehr als 80 GW Ende 2013 [1] hat Photovoltaik (PV) mittlerweile eine Größe erreicht, die sich sowohl in den Netzen als auch auf den Strommärkte „spüren“ lässt.

Diese Leistung ist ungleichmäßig verteilt: mit mehr als 35 GW und knapp 20 GW weisen Deutschland und Italien die höchste installierte Leistung Europas auf [1] wie in Abbildung 1 zu sehen ist. Die Verteilung der installierten Leistung ist allerdings sehr inhomogen. Einige Regionen Europas (z.B. Bayern) erreichten 2013 schon eine Dichte von mehr als 750 Watt pro Einwohner [1]. In Österreich betrug die installierte Leistung Ende 2013 knapp 630 MW [2], was einer durchschnittlichen Dichte von ca. 72 Watt pro Einwohner entspricht.

Eine Besonderheit der Photovoltaik ist die Anlagengröße: in Deutschland sind fast 15 GW (aus insgesamt ca. 37 GW Ende 2014) der Anlagen kleiner als 30 kW und der Großteil (70 %) der Gesamtleistung ist in der Niederspannungsebene integriert [3]. Auf die Herausforderungen, die damit verbunden sind, wird im Kapitel 3.2 eingegangen.

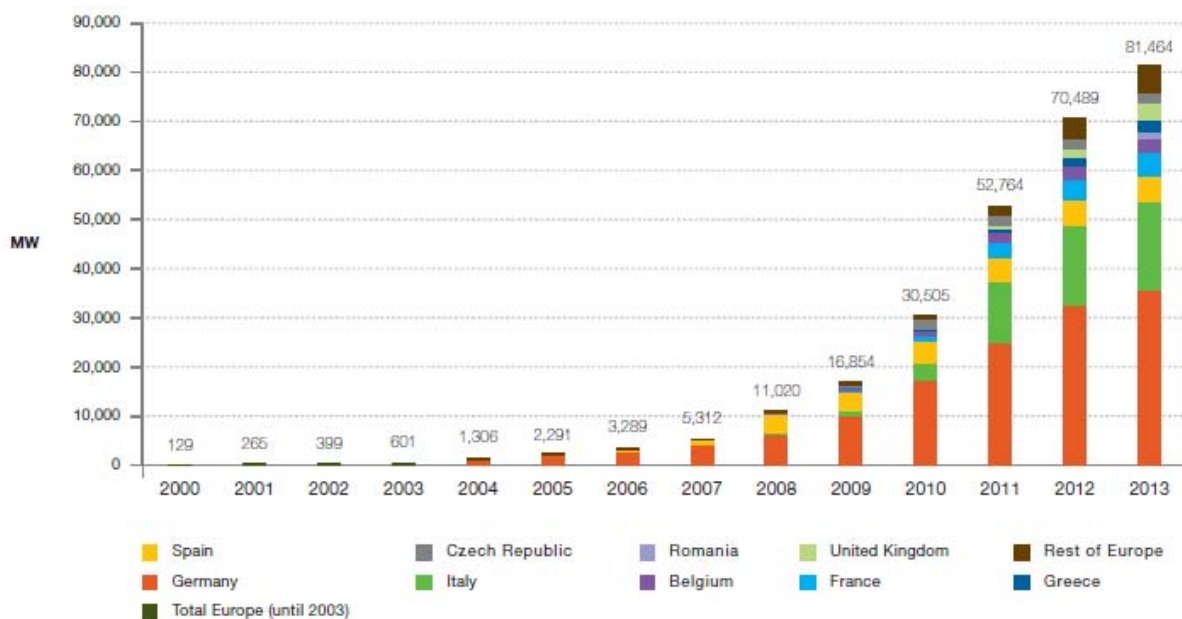


Abbildung 1: Installierte PV Leistung in Europa Ende 2013– Status-Quo [1]

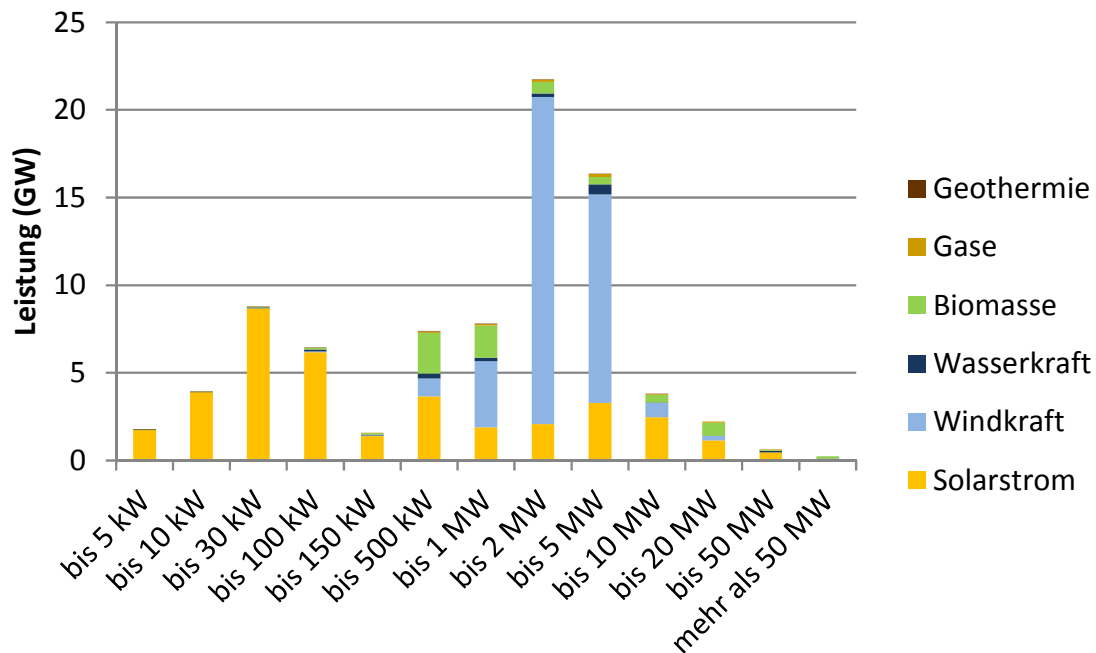


Abbildung 2: Verteilung der installierten Leistung nach Anlagengröße (Daten aus [4] – Stand 11.2014)

Bei der Windenergie betrug die installierte Leistung Ende 2013 fast 120 GW in Europa, wobei Deutschland und Spanien mit jeweils mehr als 34 GW bzw. 23 GW Vorreiter Europas sind.

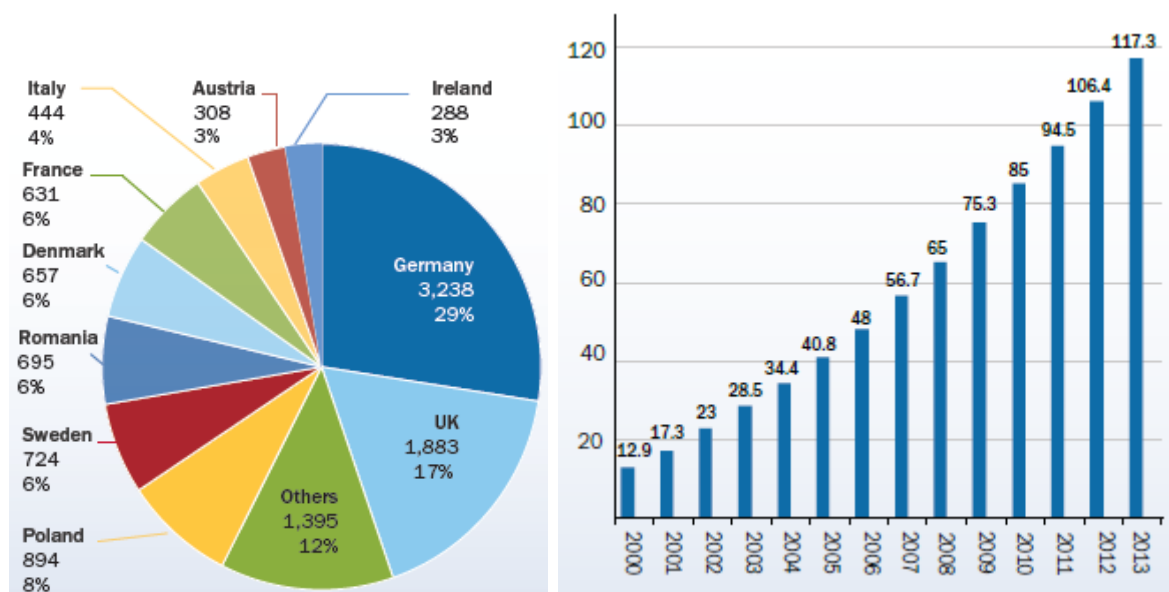


Abbildung 3: Installierte Wind Leistung (GW) in Europa Ende 2013– Status-Quo [5]

In Österreich betrug die installierte Leistung ca. 1,7 GW bis Ende 2013 [2]. Nach dieser einführenden Bestandsaufnahme werden im nächsten Kapitel die Szenarien für die nächsten 15 Jahre beleuchtet.

2.2 Szenarien für Wind und Photovoltaik bis 2030

Die höchsten Zuwächse werden vor allem bei PV und Wind erwartet, wie in den Szenarien 2010-2050 der IEA gesehen werden kann (siehe Abbildung 4).

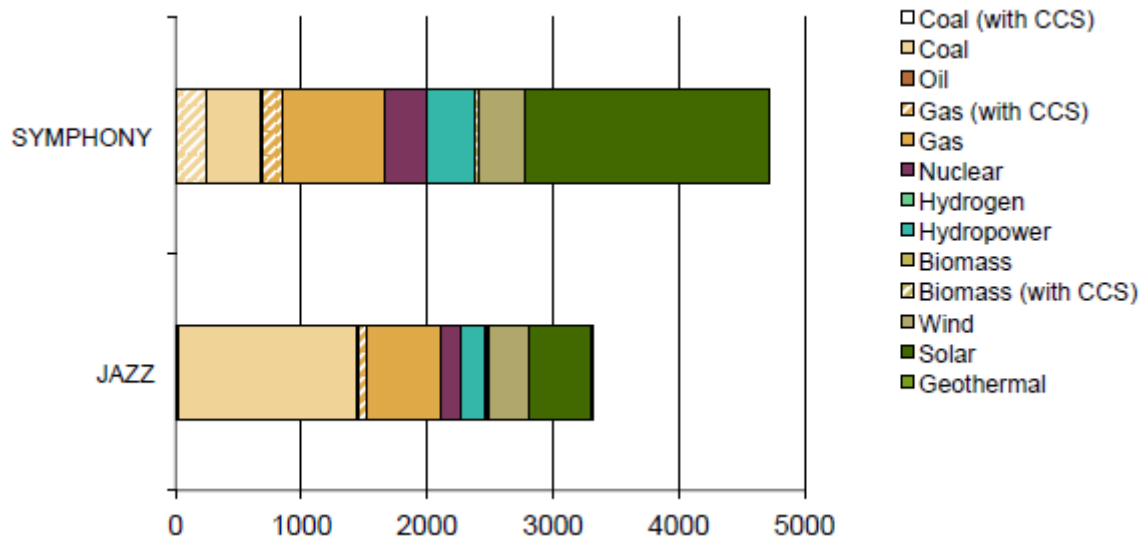


Abbildung 4: Szenarien 2010-2050: benötigte Investitionen in Erzeugungskapazität in Europa in GW [6]

Es werden hier beispielhaft die Szenarien für Deutschland vorgestellt. In Deutschland wurden in der letzten Netzintegration-Studie [7] drei verschiedene Szenarien betrachtet:

- Szenario *EEG 2014*: „Dieses Szenario gibt die aktuellen politischen Ziele der Bundesregierung wieder, die dem beschlossenen Entwurf für ein „EEG 2014“ vom Bundeskabinett im April 2014 zugrunde liegen. Das Szenario „EEG 2014“ geht von einer installierten Leistung an Erneuerbaren Energien von 128 GW im Jahr 2032 aus (60 GW Wind, 59 GW Photovoltaik, 9 GW Sonstige). Dies entspricht mehr als einer Verdoppelung der heutigen installierten Leistung an EE-Anlagen“.
- Szenario *Netzentwicklungsplan (NEP)*: „Dieses Szenario fasst die Einschätzung der Übertragungsnetzbetreiber aus dem Szenario B des Netzentwicklungsplans 2013 zusammen. Es wird angenommen, dass die installierte Leistung an Erneuerbaren Energien auf insgesamt 139 GW (65 GW Wind, 65 GW Photovoltaik, 9 GW Sonstige) bis zum Jahr 2032 ansteigt.“
- Szenario *Bundesländer*: „Dieses Szenario spiegelt die kumulierten Ziele und Prognosen der einzelnen Bundesländer wider. Das Szenario „Bundesländer“ führt zu einer installierten Leistung an Erneuerbaren Energien von 206 GW im Jahr 2032 (111 GW Wind, 85 GW Photovoltaik, 10 GW Sonstige).“

Sonstige). Die heutige installierte EE-Leistung wird damit mehr als verdreifacht.“

Die erwartete installierte Leistung für Wind und Photovoltaik je Szenario ist in Abbildung 5 dargestellt.

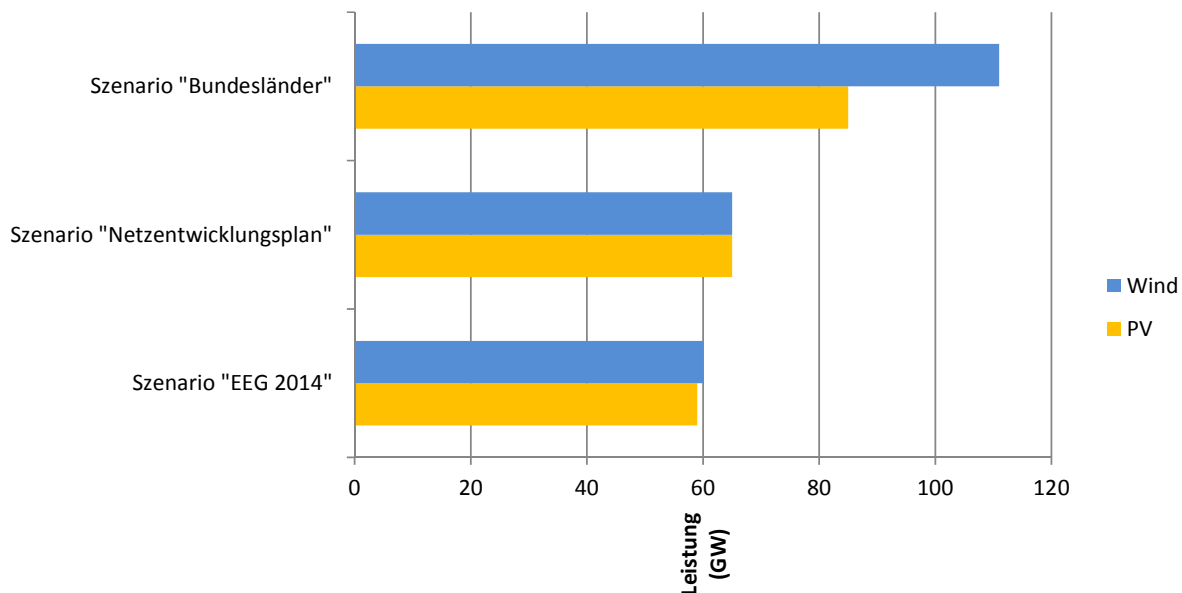


Abbildung 5: Szenarien für die Entwicklung der Photovoltaik und Windenergie bis 2032 in Deutschland [7]

Resultierend aus dem Status-Quo und den zu erwartenden Entwicklungen können Trends beobachtet und abgeleitet werden. Einige dieser Trends werden im nächsten Kapitel diskutiert.

2.3 Neue Trends in der Energieerzeugung

Preissenkungen ermöglichen den schnellen Ausbau von Photovoltaik- und Windanlagen auch in Gegenden mit geringen oder keinen Förderungen. Dabei variieren die Systempreise abhängig von den verschiedenen Ländern, wie unter anderem von der IEA PVPS für verschiedene Länder dargestellt wird [8]. Beispielsweise waren die Systemkosten für kleine Anlagen in den USA doppelt so teuer wie in Deutschland [9].

Die Netzparität bzw. auch Grid Parity bezeichnet die auf den Endkundenstrompreis bezogene Wettbewerbsfähigkeit von PV-Anlagen. Laut [10] wurde für Italien, Spanien und Deutschland bereits Ende 2013 die volle Netzparität für den Haushaltbereich erreicht. Die *Grid Parity* variiert abhängig von den lokalen Bedingungen, wie unter anderem dem Preisniveau und den regulatorischen Rahmenbedingungen. Deutschland und Italien bekommen die besten Grid Parity Noten im Vergleich verschiedener Länder bei mittelgroßen Anlagen für Betriebe [11]. Selbst diese Länder könnten aber ihre regulatorischen Rahmenbedingun-

gen für den Eigenverbrauch des PV-Stroms noch verbessern, da der Eigenverbrauch stark mit der Grid Parity zusammenhängt. In der klassischen Definition der Netzparität ist diese erreicht, wenn der eigenverbrauchte Strom der PV-Anlage wettbewerbsfähig ist mit dem Endkundenstrompreis. Auch das EU-Projekt PV Parity kommt zu dem Schluss, dass der PV-Markt vermehrt durch den Eigenverbrauch getrieben wird und immer weniger durch Einspeisetarife [12]. Die Förderung des Eigenverbrauchs kann demnach auch mithelfen die Kosten für die Förderungen zu senken.

Der Eigenverbrauch kann durch Speichersysteme und durch Energiemanagement-Systeme erhöht werden. Die Entwicklung von Speichern wird derzeit durch Förderungen, wie beispielsweise in Oberösterreich und in Deutschland, begünstigt. Auf Energiemanagementsysteme und das Demand Side Management im Speziellen von Kläranlagen wird in Kapitel 5 noch eingegangen.

Ein weiterer Trend ist die Direktvermarktung von Erneuerbaren Energien. Angefangen hat dieser Trend mit der Novellierung des Erneuerbaren Energien Gesetzes Anfang 2012, wodurch geförderte Erneuerbare Energieträger die Möglichkeit bekamen direkt an den Strommärkten vermarktet zu werden. Dadurch wurde ein Anreiz geschaffen die Prognose für Wind- und PV-Anlagen zu verbessern. Die Teilnahme von Wind und PV an diesen Märkten birgt aber auch Herausforderungen für die Energieversorgung.

3 Herausforderungen für die Stromversorgung

Das schnelle Wachstum der Erneuerbaren Energien innerhalb der letzten 15 Jahre war für die Netzbetreiber und weitere Marktakteure schwer antizipierbar und es ist auch weiterhin nur schwer vorhersagbar. Außerdem ist die Volatilität der erneuerbaren Erzeugung wie Wind und PV eine Herausforderung sowohl für die Märkte als auch für die Integration der Erneuerbaren Energien in die Netze.

3.1 Einfluss der Erneuerbaren Energieerzeugung auf die Strommärkte

Auf der einen Seite werden bestehende Kraftwerke mit höheren variablen Kosten, wie bspw. Gas-Kraftwerke, durch den Merit-Order-Effekt weniger oft abgerufen und die Wirtschaftlichkeit dieser Anlagen ist dadurch in Frage gestellt. Dadurch sinken die Strom-Kosten in Stunden mit hohem Anteil an Wind- und/oder PV (bspw. [13]). Auf der einen Seite sind sinkende Stromkosten für die Endkunden zu begrüßen. Auf der anderen Seite gilt es die Versorgungssicherheit aufrechtzuerhalten, die durch die mangelnde Wettbewerbsfähigkeit von konventionellen Kraftwerken gefährdet sein kann (Missing-Money-Problem).

Daher wird vermehrt ein Markt Design mit Kapazitätsmechanismen diskutiert, wobei die Meinungen derzeit noch auseinandergehen, ob der Energy-only-Markt ausreicht oder Kapazitätsmechanismen benötigt werden.

Auch der weitere Ausbau an Photovoltaik ist durch die sinkenden Strompreise gefährdet. Gerade Anlagen für den Eigenverbrauch mit Überschusseinspeisung sind durch geringe Strompreise immer weniger wirtschaftlich darstellbar. Die Photovoltaik kannibalisiert sich quasi selber. Außerdem steigen bei sinkenden Strompreisen zu Zeiten von erhöhter PV-Einspeisung die Kosten im deutschen Förderregime, da die Differenz zwischen dem durchschnittlichen Vermarktungserlös und dem Einspeisetarif vom Fördergeber vergütet wird. Diese sogenannten „Differenzkosten sollen die zu deckende Lücke zwischen Vergütung und Erlösen für PV-Strom erfassen. Der Vermarktungserlös von PV-Strom wird auf Basis eines mittleren Börsenstrompreises abgeschätzt. Nach einem Maximum von fast 7 ct/kWh sank der Börsenwert des Stroms zur Differenzkostenermittlung auf unter 4 ct/kWh“ [14].

Zusätzlich zu den oben erwähnten Herausforderungen aus der hohen Durchdringung erneuerbarer Erzeugungsanlagen müssen die Entwicklungen im Bereich der E-Mobilität erwähnt werden. Ausgehend von ca. 3.400 Elektroautos in 2014 (ca. 0,1 % des Gesamten PKW-Bestands) werden in [15] bis 2020 ca. 200.000 Elektroautos erwartet (fast 4 % des Gesamten PKW-Bestands). Auch wenn der zusätzliche Stromverbrauch (mit ca. 400 GWh bei 0,2 kWh/km und 10.000 durchschnittliche Fahrleistung) im Vergleich mit dem Gesamten Inlandstromverbrauch von ca. 70 TWh relativ niedrig ist können punktuell Verteilnetze, besonders in Städten maßgeblich von dieser zusätzlichen Leistung belastet werden.

3.2 Problematik der Netzintegration

Verschiedene Gründe für die Notwendigkeit der Netzintegration in Österreich und in Europa:

- Netze wurden stetig hierarchisch entwickelt, um ein hohes Maß an Zuverlässigkeit zu erreichen: Die zentrale Erzeugung war im Übertragungsnetz angeschlossen und die Leistung wurde mono-direktional zu den Verbrauchern in die Mittel- und Niederspannungsnetze übertragen.
- Netze waren dafür ausgelegt, dass ein wesentlicher Anteil der Erzeugung im Übertragungsnetz angeschlossen ist. Jetzt ist sogar mehr als 70 % [3] der installierten PV Leistung in Deutschland im Niederspannungsnetz angeschlossen (37 GW in 2014 [4]).

- Netzaufnahmefähigkeit ist schon in manchen, vor allem in ländlichen Netzgebieten, ausgeschöpft [16][17]. Eine der wichtigsten Herausforderungen ist die Spannungshaltung. Auf Grund des Umkehrens der Lastflüsse in Zeiten der Schwachlast und hoher Erzeugung steigt die Spannung. Heutzutage werden im Süden Deutschland die Niederspannungsnetze statt auf Basis der Last auf Grund der zu erwartenden PV-Leistung dimensioniert.

Wie im Kapitel 2.1 erwähnt, spielt Deutschland mit mehr als 60 GW Leistung aus Wind und Photovoltaik eine Vorreiterrolle beim Ausbau und der Integration von Erneuerbaren Energien in elektrische Netze. Die zurzeit betrachteten Szenarien (Kapitel 2.2) stellen noch höhere Anforderungen an das elektrische Netz und es werden erhebliche Netzausbau-Investitionen benötigt. Je nach Szenario werden Kosten zwischen 23 Mrd. und 49 Mrd. erwartet [7]. Um die Netzintegration der dezentralen Erzeugung zu verbessern und den Netzausbau möglichst zu verzögern und die damit verbundene Kosten zu reduzieren wurden in den vergangenen Jahren einige Smart Grids Konzepte entwickelt und teilweise durch Feldversuche demonstriert.

4 Smart Grids als „Enabler“ der Energiewende

Auch wenn es so viele verschiedene Definitionen für Smart Grids wie Forschungsprojekte in diesem Bereich gibt, wird an dieser Stelle auf die von der Technologie Plattform Smart Grids Austria verwendete Definition hingewiesen: „Das Smart Grid basiert auf einem intelligenten System, das es ermöglicht, energie- und kosteneffizient zwischen einer Vielzahl von Verbrauchern, Erzeugern und in Zukunft auch verstärkt Speichern ein Gleichgewicht herzustellen. Dieses Gleichgewicht wird durch das Management von Energieerzeugung, Energiespeicherung, Energieverbrauch und dem Stromnetz erreicht.“ [18].

In den letzten Jahren wurden zahlreiche nationale und internationale Smart Grids Projekte initiiert und teilweise abgeschlossen. Eine Übersicht über die insgesamt 459 Projekten mit einem Gesamtbudget von mehr als 3 Mrd. Euro kann aus [19] entnommen werden.

Zusätzlich zu neuen Betriebsmitteln wie z.B. regelbaren Ortsnetztransformatoren [7] oder auch Smart Meters kann im Wesentlichen die Flexibilität bzw. die Regelbarkeit von Erzeugungs- oder Verbrauchsanlagen für die intelligente Netzsteuerung verwendet werden. Zusätzlich können elektrische Speichersysteme weitere Freiheitsgrade in das System bringen, eine systemfreundliche Integrati-

on der Speicher ist aber notwendig, um die Komplexität nicht zu erhöhen, sondern zu verringern.

In mehreren Forschungs- und Demonstrationsprojekten [20][21][22] wurden verschiedene Konzepte zur aktiven Einbindung der dezentralen Erzeugungsanlagen in den Netzbetrieb erarbeitet und validiert. Begleitend dazu wurden Anforderungen für neue Funktionalitäten bei Erzeugungsanlagen in die Anschlussrichtlinien aufgenommen [23][24] und somit die Voraussetzung geschaffen, um Verteilnetzbetreibern die Möglichkeit zu geben netzstützende Funktionen aus den Erzeugungsanlagen zu verwenden und damit den Netzausbau zu verringern bzw. zu verzögern.

Wie oben erwähnt, kann durch die Verwendung von Smart Meters die Beobachtbarkeit des Netzes – vor allem des Niederspannungsnetzes – maßgeblich erhöht werden. Durch zusätzliche Funktionen, die beispielsweise allgemein in [25] erwähnt werden, können wertvolle Informationen über die tatsächliche Netzauslastung gewonnen werden und somit existierende aber unbekannte Netzreserven nutzbar gemacht werden. In Österreich wurde auf Grund der positiven wirtschaftlichen Bewertung der flächendeckenden Einführung von Smart Metern entschieden bis 2019 95 % aller Zähler auf diese neue Technologie umzustellen [26].

Die Einführung von intelligenten Smart Metern und Möglichkeiten der Steuerung bildet die Grundlage die Flexibilität von Verbrauchern sowohl bei der Industrie als auch bei den Haushalten nutzbar zu machen.

5 Demand Side Management

„Demand Side Management bezeichnet die Anpassung der Stromnachfrage z.B. eines Unternehmens in Abhängigkeit von der Situation im Stromversorgungssystem. Der jeweilige Stromverbraucher erhält ein externes Signal, bspw. ein Preissignal, und passt daraufhin seine Stromnachfrage im Sinne der überbetrieblichen Anforderungen kurzfristig an.“ [27]

5.1 Märkte für Demand Side Management

Mithilfe von Demand Side Management kann die Flexibilität von Verbrauchern für die Strommärkte, für das „System“ bzw. auch auf lokaler Ebene zur Verfügung gestellt werden. Für die Teilnahme an den Strommärkten können die flexiblen Verbraucher die Price Spreads an den Day-ahead- und Intraday-Märkten ausnutzen (Base-Peak-Bewirtschaftung), wie in Abbildung 6 dargestellt, sowie globale und lokale Systemdienstleistungen erbringen.

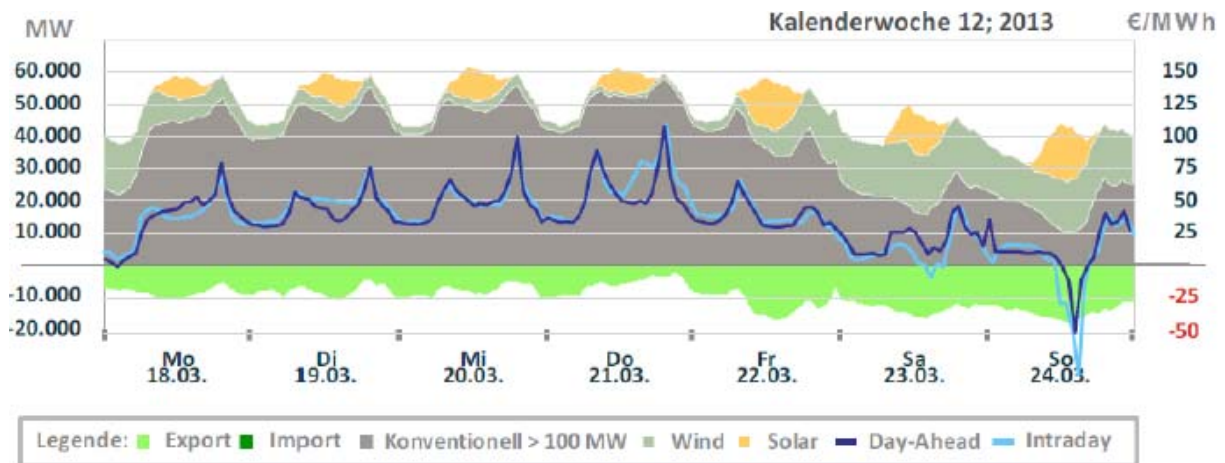


Abbildung 6: Beispielhafte Wochenverlauf: Börsenstrompreise und Stromerzeugung [14]

Mit globalen Systemdienstleistungen ist vor allem die Teilnahme der Verbraucher an den Regelreservemärkten gemeint, wodurch die Spannung- und Frequenz im Übertragungsnetz geregelt wird. Dabei werden die Regelreservemärkte (Abbildung 7) vor allem nach der Reaktionsgeschwindigkeit unterschieden. Bei der Primärreserve (*FCR Frequency Containment Process*) müssen die Anlagen innerhalb von 30 Sekunden reagieren. Die Sekundärreserve (*aFRR automatic Frequency Restoration Reserves*) ist der größte Markt an Regelreserve. Ob der Verbraucher an diesem Markt teilnehmen kann, hängt auf der einen Seite davon ab, ob die Anlage innerhalb von 5 Minuten ab- bzw. zugeschalten werden kann. Außerdem ist gerade bei der aFRR von Vorteil, wenn der Verbraucher einem Pool angehört und im Pool diese Systemdienstleistung erbringt. Am ehesten ist die Tertiärreserve (*mFRR manual Frequency Restoration Reserves*) für Verbraucher interessant, da hier die Anlagen, abhängig vom Land, „erst“ innerhalb von 10 bzw. 15 Minuten reagieren müssen.

Durch die Aggregation der Verbraucher zu einem Pool kann das Risiko gesenkt werden und es können auch leichter die Präqualifikationsbedingungen erfüllt werden. Beispielsweise muss die Mindestangebotsgröße von 5 MW bei aFRR und mFRR erreicht werden und die Regelreserve muss für das bezuschlagte Produkt die Leistung für die Produktdauer vorhalten (min. 4 Stunden bei mFRR bzw. 12 Stunden bei aFRR).

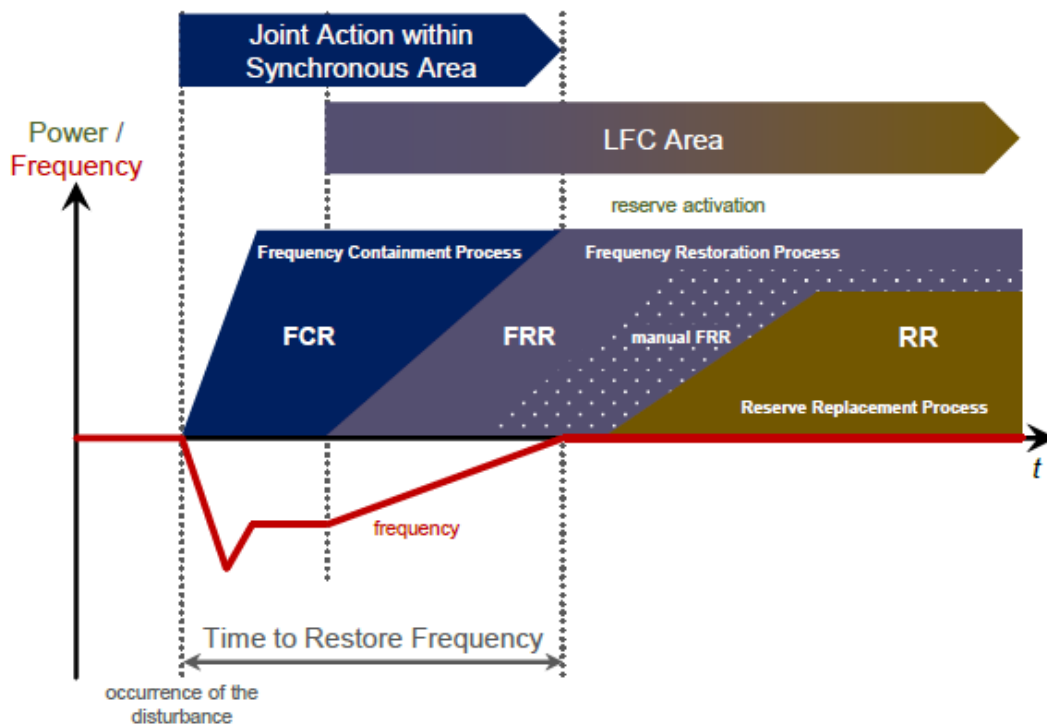


Abbildung 7: Schematische Darstellung der Primär-, Sekundär- und Minutenreserve [28]

In den neuen Network Codes der ENTSO-E *European Network of Transmission System Operators for Electricity* wird die Teilnahme von Verbrauchern an den Regelreservemärkten gefordert und durch die neuen Rahmenbedingungen sollen die Rahmenbedingungen die Teilnahme von Verbrauchern und auch von Erneuerbaren Energien gefördert werden.

Außerdem kann durch Demand Side Management der Verteilnetzbetreiber dabei unterstützt werden in einem lokalen Netz die Versorgungssicherheit aufrechtzuerhalten. Dabei ist in vielen Netzen vor allem die Spannungshaltung relevant.

5.2 DSM bei Haushalten

Viele verschiedene Projekte testen die Teilnahme von Haushalten an Demand-Side-Management-Programmen und versuchen das Potenzial in Haushaltsbereich abzuschätzen. Beispielsweise in Deutschland in den E-Energy Projekten wurde an sechs Demo-Projekten das Demand Side Management-Potenzial von Haushalten getestet. Laut [29] ergibt sich für Haushalte ein Lastverschiebungspotential von ca. 5 % für Weiße Ware. Dabei hängt das Potenzial auf der einen Seite von der Ausgestaltung der dynamischen Tarife ab, auf der anderen Seite hat auch die Einstellung und Akzeptanz einen hohen Einfluss. Es wird davon ausgegangen, dass vor allem elektrische Heizvorrichtungen wie Nachtspeicherheizungen, Wärmepumpen und Elektroboiler ein hohes Lastverschiebungspotential aufweisen.

5.3 DSM bei größeren Verbraucher

Als Branchen mit besondere hohem Potential wurden in [30] und [31] allgemein Lebensmittelhandel, Bäder, Kläranlagen und Krankenhäuser identifiziert. In dieser Studie wurden 30 Betriebe (davon zwei Kläranlagen) befragt, um das Lastverschiebepotential einzuschätzen. In dieser Arbeit wurde als Definition für flexible Leistung eine 15 minütige ungeplante Ab- bzw. Zuschaltung betrachtet. Für die Kläranlagen wurden als geeignete Verbraucher Belebungsbecken, Faul- turm und Rührwerke identifiziert. In [31] wurden für die betrachteten Kläranla- ge die Bereiche der Blas- und Druckluft sowie der Schlammausflockung als höchst Potential identifiziert.

Eine Herausforderung bei der Einführung von Lastverschiebung für energiein- intensive Prozesse ist generell, dass solche Prozesse oft schon auf Energieeffizienz optimiert wurden, sodass der Verbrauch so gering wie möglich ist. Dies hat zur Folge, dass die tatsächlich vorhandene Flexibilität sehr gering sein kann.

In [32] kommen die Autoren zum Schluss, dass „in Kläranlagen durchaus ein für Netzbetreiber nutzbares Potenzial zur elektrischen Lastverschiebung vorhanden ist“. Mit einer Hochrechnung auf ganz Österreich kommen die Autoren auf eine Leistung von zwischen 21 und 27 MW¹, wobei die Nutzung eine genaue Analy- se der betriebsinternen Gegebenheiten in den einzelnen Kläranlagen sowie eine Abstimmung mit den Rahmenbedingungen des Sekundärregelmarktes erfordert.

6 Zusammenfassung

Die Stromnetze und -Märkte erleben große Änderungen. Von einem nach der Erzeugung gerichteten System wird, auf Grund der reduzierten Flexibilität bzw. Steuerbarkeit eines wachsenden Teils der Versorgung, die Last zunehmend eine wichtige Rolle spielen.

Die Herausforderungen für Stromnetze können teilweise mit Smart Grids Ansät- ze adressiert werden, wodurch in weiterer Folge die Integrationskosten der er- neuerbaren Energieerzeuger reduziert werden können. Die Lastverschiebung kann kurz- und mittelfristig bei der Marktintegration zunehmend eine wichtige Rolle spielen. Einzelne Branchen oder Segmente alleine werden das System nicht maßgeblich beeinflussen können, aber gerade durch das Poolen der Flexi- bilität von verschiedenen Branchen kann das Potenzial gehöhrt werden. Intelli- gente Ansätze können dabei helfen die Flexibilität zu bündeln und diese an den

¹ Im Vergleich dazu die Größe vom Markt für Sekundär- und Tertiärreserve in Österreich: Sekundärregelleistung +/-200 MW und Tertiärregelleistung +280/-125 MW [33]

verschiedenen Märkten zu vermarkten sowie durch Systemdienstleistungen zur Versorgungssicherheit beizutragen. Dabei profitieren die Verbraucher auf der einen Seite durch Mehreinnahmen und auf der anderen Seite durch die hohe Versorgungssicherheit.

7 Literatur

- [1] EPIA, “Global Market Outlook for Photovoltaics 2014-2018,” 2014.
- [2] P. Biermayr, M. Eberl, R. Ehrig, H. Fechner, C. Kristöfel, P. Eder-Neuhauser, N. Prügler, A. Sonnleitner, C. Strasser, W. Weiss, and others, “Innovative energietechnologien in österreich marktentwicklung 2011,” *Berichte Aus Energ.-Umweltforsch.*, vol. 17, p. 2013, 2013.
- [3] Stetz, “Autonomous Voltage Control Strategies in Distribution Grids with Photovoltaic Systems: Technical and Economic Assessment,” Kassel University press GmbH, 2014.
- [4] “EnergyMap - Auf dem Weg zu 100% EE.” [Online]. Available: <http://www.energymap.info/>. [Accessed: 04-Feb-2015].
- [5] European Wind Energy Association, “Wind in power - 2013 European statistics,” Feb. 2014.
- [6] World Energy Council, “World Energy Scenarios - Composing energy futures to 2050,” 2013.
- [7] “Moderne Verteilernetze für Deutschland (Verteilernetzstudie),” Sep. 2014.
- [8] IEA PVPS, “Trends 2014 in photovoltaic applications - Survey Report of Selected IEA Countries between 1992 and 2013,” 2014.
- [9] J. Seel, G. L. Barbose, and R. H. Wiser, “An analysis of residential PV system price differences between the United States and Germany,” *Energy Policy*, vol. 69, pp. 216–226, Jun. 2014.
- [10] D. Pérez, V. Cervantes, M. J. Báez, and F. Teniente Domínguez, “PV grid parity monitor - Residential sector, 2nd issue,” May 2013.
- [11] D. Pérez, M. J. Báez, and J. Luternauer, “PV grid parity monitor - Commercial sector, 1st issue,” Mar. 2014.
- [12] EPIA, “Photovoltaics is evolving from an investors’ market to an energy-savings’ market.”
- [13] J. Neubarth, O. Woll, and C. Weber, “Beeinflussung der Spotmarktpreise durch Windstromerzeugung,” *Energiewirtschaftliche Tagesfragen*, pp. 42–45, 2006.
- [14] H. Wirth, “Aktuelle Fakten zur Photovoltaik in Deutschland,” Jan. 2015.

- [15] F. Pötscher, R. Winter, and G. Lichtblau, “Elektromobilität in Österreich,” 2010.
- [16] B. Bletterie, A. Goršek, B. Uljanic, B. Blazic, A. Woyte, T. Vu Van, F. Truyens, and J. Jahn, “Enhancement of the network hosting capacity – clearing space for/with PV,” in *Proc. 25th European Photovoltaic Solar Energy Conference and Exhibition*, Valencia, Spain, 2010, pp. 4828 – 4834.
- [17] Kerber, “Aufnahmefähigkeit von Niederspannungsverteilnetzen für die Einspeisung aus Photovoltaikkleinanlagen,” 2011.
- [18] A. Lugmaier, H. Brunner, W. Prügler, N. Glück, F. Kupzog, H. Fechner, U. Tauschek, T. Rieder, K. Derler, and T. Mühlberger, “Roadmap Smart Grids Austria.”
- [19] C. Felix Covrig, M. Ardelean, J. Vasiljevska, A. Mengolini, G. Fulli, E. Amoiralis, M. Sánchez Jiménez, C. Filiou, European Commission, Joint Research Centre, and Institute for Energy and Transport, *Smart grid projects outlook 2014*. Luxembourg: Publications Office, 2014.
- [20] T. Stetz, M. Kraiczy, M. Braun, and S. Schmidt, “Technical and economical assessment of voltage control strategies in distribution grids,” *Prog. Photovolt. Res. Appl.*, vol. 21, no. 6, pp. 1292–1307, Sep. 2013.
- [21] B. Bletterie, A. Goršek, T. Fawzy, D. Premm, W. Deprez, F. Truyens, A. Woyte, B. Blazič, and B. Uljanič, “Development of innovative voltage control for distribution networks with high photovoltaic penetration: Voltage control in high PV penetration networks,” *Prog. Photovolt. Res. Appl.*, vol. 20, no. 6, pp. 747–759, Sep. 2012.
- [22] A. Einfalt, F. Kupzog, H. Brunner, and A. Lugmaier, “Control strategies for smart low voltage grids — The project DG DemoNet — Smart LV Grid,” in *Proc. CIRED Workshop*, Lisbon, 2012, pp. 1–4.
- [23] BDEW, “Generating Plants Connected to the Medium-Voltage Network.” Jun-2008.
- [24] E-CONTROL, “Technische und organisatorische Regeln für Betreiber und Benutzer von Netzen. Teil D: Besondere technische Regeln. Hauptabschnitt D4: Parallelbetrieb von Erzeugungsanlagen mit Verteilernetzen.” 2013.
- [25] European Commission - Energy Directorate-General, “A joint contribution of DG ENER and DG INFSO towards the Digital Agenda, Action 73: Set of common functional requirements of the SMART METER,” Oct. 2011.
- [26] E-CONTROL, “Smart Metering Broschüre - eine neue Zählergeneration.” 2012.

- [27] dena, “dena-Ergebnispapier Markttrollen und Prozesse beim Einsatz von flexiblen Stromlasten im Energiesystem,” Dec. 2013.
- [28] ENTSO-E, “Supporting Document for the Network Code on Load-Frequency Control and Reserves,” Jun. 2013.
- [29] B.A.U.M. Consult GmbH, “Smart Energy made in Germany - Zwischenergebnisse der E-Energy-Modellprojekte auf dem Weg zum Internet der Energie,” 2012.
- [30] L. Karg, A. von Jagwitz, G. Baumgartner, M. Wedler, K. Kleine-Hegemann, and C. Jahn, “Lastverschiebungspotenziale in kleinen und mittleren Unternehmen und Erfolgsfaktoren zur Hebung dieser Potenziale,” Aug. 2014.
- [31] J. Winter, “Intelligentes Energiemanagement in kleinen und mittleren Unternehmen,” 2014.
- [32] M. Reinhofer-Gubisch and J. Pucker, “„LoadShift“ – Lastverschiebung in kommunalen Kläranlagen: Ein relevantes Potenzial für Smart Grids?,” *Österr. Wasser- Abfallwirtsch.*, vol. 66, no. 11–12, pp. 424–432, Dec. 2014.
- [33] “APG - Marktinformationen - Ausschreibungen der Tertiärregelleistung in der Regelzone APG.” [Online]. Available: <http://www.apg.at/de/markt/netzregelung/tertiaerregelung/ausschreibungen>. [Accessed: 15-Feb-2015].

Korrespondenz an:

Dipl. Ing. Benoît Bletterie

AIT Austrian Institute of Technology GmbH – Energy Department
Giefinggasse 2, 1210 Wien

Tel.: 050550-6355

Mail: benoit.bletterie@ait.ac.at

Stoffflussanalysen und Ressourcenmanagement

Helmut Rechberger

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Abstract: Das Forschungsgebiet des Ressourcenmanagements beschäftigt sich mit dem Verständnis und der Optimierung des Ressourcenverbrauchs auf betrieblicher, regionaler, nationaler bis globaler Ebene. Es hat sich vor rund 15 bis 20 Jahren aus jenem der Abfallwirtschaft entwickelt. Grund dafür war, dass erkannt wurde, dass die Abfallwirtschaft als der Sektor am hinteren Ende der Volkswirtschaft nur passiv reagieren kann, indem Abfälle so gut es geht behandelt werden. Oftmals ist es aber so, dass die Ursachen für abfallwirtschaftliche Problemstellungen weiter vorne im System begründet liegen: sei es durch falsches Produktdesign oder ungünstige Produktnutzung. Viele Umweltprobleme wie etwa der ineffiziente Umgang mit Ressourcen oder Emissionen aus Produktion und Nutzung von Gütern liegen außerhalb der Einflussosphäre der Abfallwirtschaft. Daher geht Ressourcenmanagement von einem systemischen Ansatz aus, der die Nutzung von Rohstoffen von der Wiege bis zur Bahre verfolgt. Ein wichtiges Instrument dazu ist die Stoffflussanalyse (SFA), die in den 1980er Jahren in der Schweiz entwickelt wurde und heute weltweit zur Analyse von materiellen Systemen eingesetzt wird. Die SFA baut auf dem Prinzip der Massenerhaltung auf und ist daher ein verlässliches Kontrollinstrument. Wesentliche Weiterentwicklungen der SFA der jüngsten Zeit beziehen sich auf die Berücksichtigung der Datenunsicherheit. Daten über die Produktion, Nutzung und Entsorgung von Gütern und Produkten sind oftmals nicht exakt, das gilt in vermehrtem Ausmaß, wenn es um Information zur stofflichen Zusammensetzung von Gütern geht. Derartige Ungenauigkeiten führten in der Vergangenheit dazu, dass Systeme oft nicht eindeutig bilanziert werden konnten und die Kombination von unsicheren Daten führte zu unsicheren Ergebnissen, wobei diese Unsicherheiten nicht ausgewiesen wurden. Durch den Einsatz mathematisch-statistischer Methoden und unterstützt durch maßgeschneiderte MFA-Software sind heute wesentlich robustere SFA-Ergebnisse erzielbar. Neuste Arbeiten beschäftigen sich mit dem Einsatz der SFA für Stoffbuchhaltung und Monitoring von Systemen. Damit kann die Nutzung von Ressourcen wesentlich effizienter erfolgen als in der Vergangenheit.

Key Words: Stoffflussanalyse, Ressourcenmanagement, Datenunsicherheit, Stoffbuchhaltung, Monitoring, Nationale Rohstoffbuchhaltung

1 Einleitung

Ressourcenmanagement beschäftigt sich mit der Erfassung (Analyse), Bewertung und Gestaltung natürlicher und anthropogener Systeme in materieller Hinsicht zur Erhaltung und Förderung der Lebensqualität. Es geht daher um das Verständnis und die Optimierung des Ressourcenverbrauchs auf betrieblicher, regionaler, nationaler bis zur globalen Ebene. Das Forschungsgebiet des Ressourcenmanagements hat sich vor rund 15 bis 20 Jahren aus jenem der Abfallwirtschaft entwickelt. Grund dafür war, dass erkannt wurde, dass die Abfallwirtschaft als der Sektor am hinteren Ende der Volkswirtschaft nur passiv reagieren kann indem Abfälle so gut es geht behandelt werden. Oftmals ist es aber so, dass die Ursachen für abfallwirtschaftliche Problemstellungen weiter vorne im System begründet liegen: sei es durch falsches Produktdesign oder ungünstige Produktnutzung. Viele Umweltprobleme wie etwa der ineffiziente Umgang mit Ressourcen oder Emissionen aus Produktion und Nutzung von Gütern liegen außerhalb der Einflussosphäre der Abfallwirtschaft. Daher geht Ressourcenmanagement von einem systemischen Ansatz aus, der die Nutzung von Rohstoffen möglichst von der Wiege bis zur Bahre verfolgt.

Ein wichtiges Instrument dazu ist die Stoffflussanalyse (SFA), die in den 1980er Jahren in der Schweiz von Brunner und Baccini (1991; 2012) entwickelt wurde und heute weltweit zur Analyse von materiellen Systemen eingesetzt wird. Die SFA baut auf dem Prinzip der Massenerhaltung auf und ist daher ein verlässliches Kontrollinstrument. Sie ist ein Werkzeug zur Beschreibung und Analyse beliebig komplizierter Systeme in materieller Hinsicht. In Österreich gibt es die ÖNorm S2096, in welcher die Begriffe und das methodische Vorgehen zur Erstellung einer SFA enthalten sind. Die Norm hat jedenfalls dazu beigetragen, dass die Qualität von SFA sich verbessert hat und eine einheitlichere Anwendung der SFA stattfindet. Damit können SFA-Ergebnisse leichter kommuniziert und verglichen werden.

2 Die Methode der Stoffflussanalyse

Es wird daher an dieser Stelle verzichtet die Methode der SFA vorzustellen, sondern auf die ÖNorm (S2096) oder die einschlägige Literatur verwiesen (Brunner und Rechberger, 2004; Laner und Rechberger, 2015). Generell kann gesagt werden, dass die Durchführung einer SFA nicht übermäßig schwierig ist, die Interpretation und Nutzung der SFA-Ergebnisse jedoch eine gewisse Übung und Erfahrung benötigt. Der wesentliche Nutzen, den man durch die Durchführung einer SFA erhält, ist das erlangte Systemverständnis, dass man

durch die Systembeschreibung und die Datenbearbeitung gewinnt. Dadurch werden oft erst Lösungen ersichtlich, die anfangs nicht angedacht wurden.

3 Jüngste Entwicklungen in der Stoffflussanalyse

Eine der ersten durchgeführten Stoffbilanzen ist in Abbildung 1 dargestellt: Es handelt sich um die Phosphorbilanz einer kleinen Schweizer Region, dem unteren Bünztal (Brunner et al., 1990). Die Phosphorflüsse sind als Pfeile in der Einheit t/a im Sankey-Stil dargestellt, d.h., die Breiten der Pfeile sind proportional zu den Massenflüssen. Aus dieser Bilanz lassen sich Charakteristika des anthropogenen Phosphorhaushalts ablesen, die auch für die heutige Situation noch gelten: Erstens, dass der Gesamtposphorhaushalt vom Umsatz in der Landwirtschaft dominiert wird, in der einerseits ein ausgeprägter Kreislauf stattfindet (Pflanzenproduktion – Tierproduktion – Gülle), der Phosphoreinsatz aber auch relativ geringe Nutzungsraten aufweist. Einem Input von insgesamt 123 t/a steht ein Output an tierischen und pflanzlichen Produkten von 54 t/a gegenüber, was einer Ausnutzung von 44% entspricht. Die sich daraus ergebenden Verluste sind einerseits Akkumulation von Phosphor in den landwirtschaftlich genutzten Böden und Einträge in die Gewässer durch Bodenerosion und Abschwemmung. Zweitens ist aus der Bilanz klar ersichtlich, dass Klärschlamm den wichtigsten phosphorhaltigen Abfall darstellt, die festen Siedlungsabfälle sind diesbezüglich eher unbedeutend. Dies relativiert die Sinnhaftigkeit einer Restmüllkompostierung, die auch heute noch in vielen Ländern mit dem Argument des Nährstoffrecyclings betrieben wird.

Ein zweiter Blick auf die Bünztalbilanz zeigt aber auch die Probleme damaliger SFAn auf: Die Bilanzen der meisten Prozesse gehen nicht auf und es ist nicht klar wie verlässlich das Ergebnis ist.

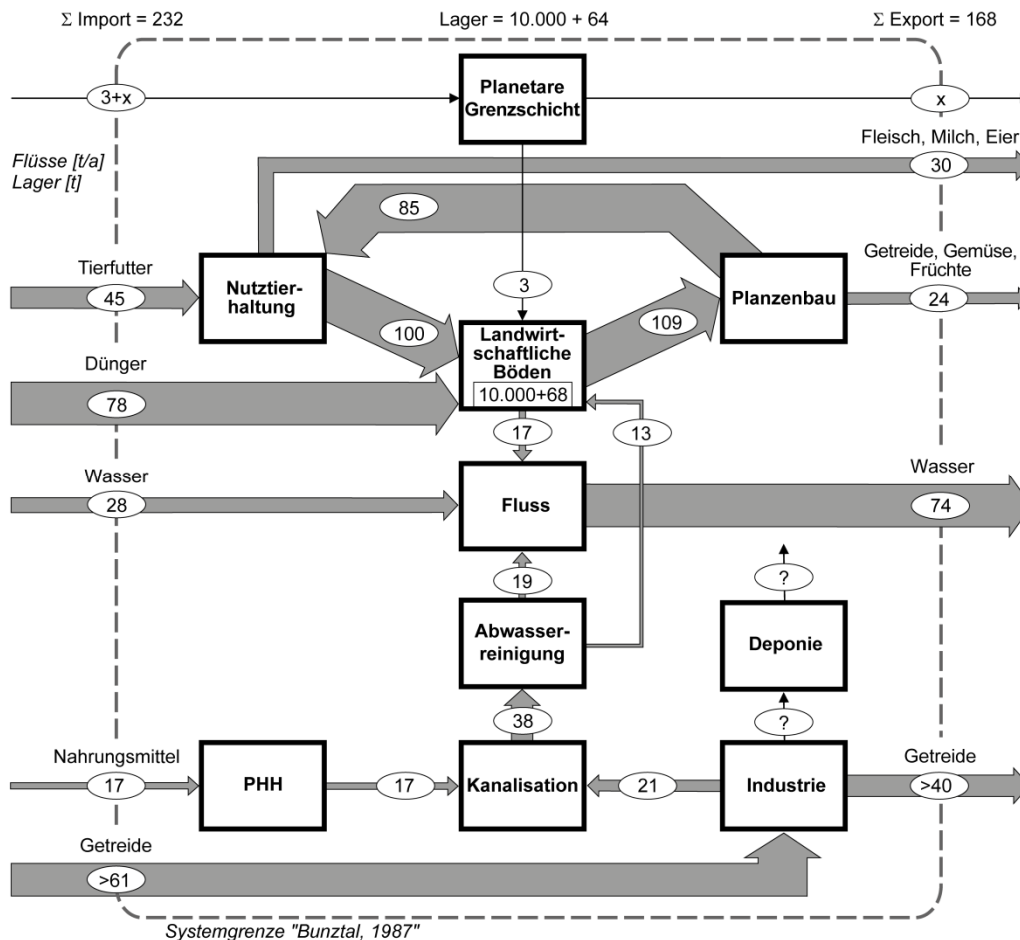


Abbildung 1: Eine der ersten Stoffflussanalysen – die Phosphorbilanz des unteren Bünztals in der Schweiz (Brunner et al., 1990)

Eine moderne SFA für Phosphor ist in Abbildung 2 dargestellt, es handelt sich um den Phosphorhaushalt von Österreich für das Jahr 2011. Die Bilanz unterscheidet sich morphologisch von jener für das Bünztal (Abbildung 1) natürlich dadurch, dass die beiden untersuchten Systeme unterschiedlich groß sind. Der wesentlichere Unterschied ist jedoch, dass in der modernen Bilanz alle Prozessbilanzen aufgehen und die Unsicherheiten der Phosphorflüsse ausgewiesen sind. Somit weiß man als Betrachter der Bilanz welche Verlässlichkeit das Ergebnis bzw. die Schlüsse, die aus der Bilanz gezogen werden, aufweisen. Dies wird erreicht durch die Anwendung zweier statistisch-mathematischer Methoden: der Datenausgleichs- und der Fehlerfortpflanzungsrechnung.

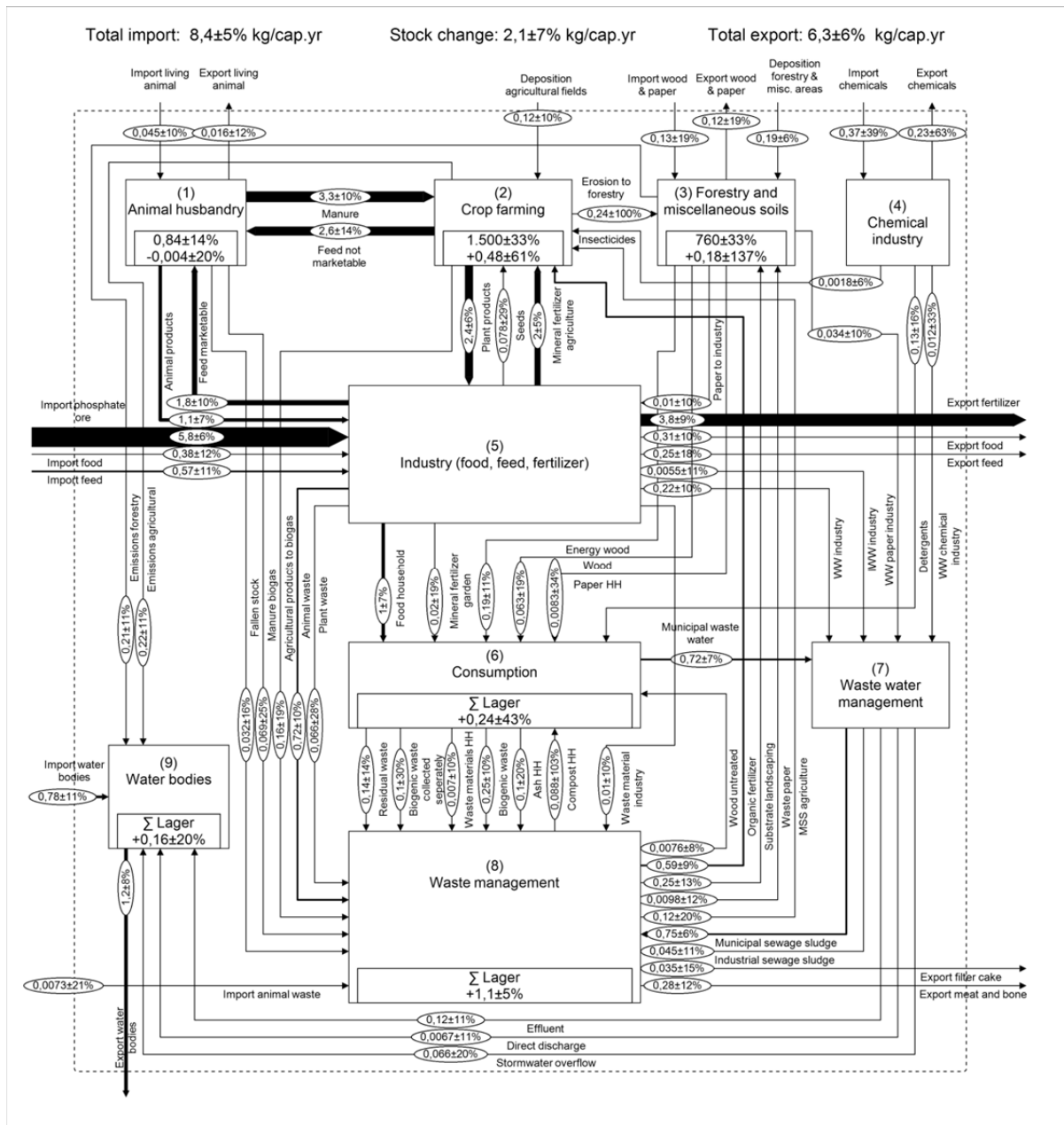


Abbildung 2: Phosphorbilanz von Österreich für das Jahr 2011 (Zoboli et al., eingereicht)

3.1 Datenausgleichsrechnung

Bilanziert man einen Prozess im Fließgleichgewicht, d.h. man ermittelt die Materialflüsse input- und outputseitig, so wird man feststellen, dass die Bilanz nicht aufgeht. Dies kann damit zu tun haben, dass Input- und Outputflüsse zeitlichen Schwankungen unterliegen, die Probenahme schwierig ist, und die Messgeräte eine gewisse Messungenauigkeit aufweisen. Ein derartiger Fall ist in Abbildung 3 (links) dargestellt, wo exemplarisch die vereinfachte Phosphorbilanz einer Kläranlage gegeben ist. Der Zulauf von 100 tP/a entspricht nicht der Summe aus Ablauf (15 tP/a) und Einbindung in den Schlamm (90 tP/a). Will man nun die Abscheideeffizienz der Anlage für Phosphor bestimmen,

steht man vor dem Problem, dass nicht klar ist wie diese zu berechnen ist. Diese könnte sein $15/100$, oder $15/(90+15)$, oder gar $10/100$. Jedes dieser Ergebnisse wäre irgendwie begründbar, aber willkürlich. Eine Möglichkeit dieses Dilemma zu vermeiden ist, dass man die Unsicherheiten der Flüsse bestimmt. Im Fall der Kläranlage ist dies relativ einfach, da die Bilanz in der Regel auf mehreren Messungen beruht und man statistisches Wissen über die Fehler bei Probenahme und Analyse hat. Somit ist es möglich die Unsicherheiten auszuweisen (Abbildung 3, mittig). Kennt man die Unsicherheiten, kann man eine Datenausgleichsrechnung durchführen. Diese erfolgt derart, dass die Mittelwerte so verändert werden, dass sich die Bilanz ausgeht. Die Veränderungen werden dahingehend durchgeführt, dass sie minimal ausfallen und Flüsse mit großer Unsicherheit mehr verändert werden als solche mit kleiner Unsicherheit (Abbildung 3, rechts). Ein weiteres Merkmal der Datenausgleichsrechnung ist ebenfalls erkennbar: die ursprünglich ermittelten Unsicherheiten der Flüsse werden durch den Ausgleich verringert. Die Erklärung dafür ist, dass es sich beim Beispiel „Kläranlage“ um ein überbestimmtes System handelt, wenn alle drei Flüsse gemessen wurden. In diesem Fall würde eigentlich die Messung zweier Flüsse genügen und man könnte den unbestimmten Fluss anhand der Bilanzgleichung ermitteln. Da nun aber alle drei Flüsse bestimmt wurden, existiert mehr bzw. zusätzliche Information über das System und diese Zusatzinformation bewirkt die Verringerung der ursprünglichen Unsicherheiten. Dies ist ein sehr nützlicher „Nebeneffekt“ der Datenausgleichsrechnung, der dazu führen kann, dass die Unsicherheiten im System in einem vertretbaren Bereich bleiben.

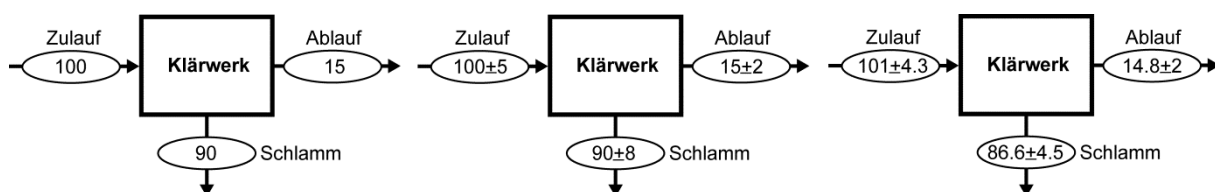


Abbildung 3: Prinzip der Datenausgleichsrechnung. Links: Ursprungssystem im Konflikt mit der Massenerhaltung; Mitte: Ursprungssystem inkl. Angabe der Datenunsicherheit; Rechts: Ausgeglichenes System im Einklang mit der Massenerhaltung und reduzierter Datenunsicherheit

3.2 Fehlerfortpflanzung

In einer SFA werden laufend unsichere Daten miteinander verknüpft. Sei es, dass Materialflüsse addiert werden, Outputflüsse über Transferkoeffizienten, oder Stoffflüsse durch Multiplikation eines Massenstroms mit der

Stoffkonzentration ermittelt werden. Die Unsicherheit der Resultate können dabei mit dem Gauss'schen Fehlerfortpflanzungsgesetz oder mittels einer Monte Carlo Simulation ermittelt werden.

Die Kombination aus Datenausgleichs- und Fehlerfortpflanzungsrechnung erlaubt es, in sich stimmige und statistisch abgesicherte Stoffbilanzen zu erstellen. Ermöglicht wird das durch die Entwicklung einer maßgeschneiderten SFA-Software (STAN; www.stan2web.net), da derartige Berechnungen nicht mit vertretbarem Aufwand per Hand oder mittels anderer Software durchgeführt werden können.

Die neuere Forschung beschäftigt sich mit der Behandlung nicht normalverteilter Daten (Cencic und Frühwirth, 2014) und der Anwendung von *Fuzzy Sets* für sehr schlecht beschriebene Systeme (Laner et al., 2014).

4 Die Wahl der Systemgrenze

4.1 Die Wahl der örtlichen Systemgrenze

Der Wahl der örtlichen Systemgrenze fällt in der SFA eine besondere Bedeutung zu, da sie maßgeblich das Resultat und damit die Entscheidungsfindung beeinflusst. Wird das System zu klein gewählt, besteht die Gefahr, dass wesentliche Aspekte, Einflüsse, Auswirkungen nicht erkannt werden und eine falsche oder zumindest nicht optimale Entscheidung getroffen wird. Wird die Systemgrenze zu umfassend gewählt, kann es sein, dass man den Blick auf das Wesentliche verliert und die damit verbundene große Arbeitsbelastung eine in die Tiefe gehende Systembetrachtung verhindert. Dass die Wahl der Systemgrenze direkten Einfluss auf das Ergebnis haben kann, soll ein einfaches Beispiel zeigen: Angenommen, die Stadt Wien möchte ihren Einfluss auf die Belastung der Donau verringern. Zieht man die Systemgrenze wie in Abbildung 4 oben, so wird man die Emissionen der Stadt in die Donau absolut und relativ ermitteln, hier am Beispiel Stickstoff gezeigt. Der Haupteintragspfad der Stadt für Stickstoff findet über die Hauptkläranlage statt, diese wäre als zu ertüchtigen. Nachdem jedoch die Stickstoffentfernung in der Kläranlage bereits auf einem sehr hohen Niveau erfolgt, wäre hier nur noch eine sehr geringe Reduktion möglich, im dargestellten Beispiel wären das maximal 5 kt N/a.

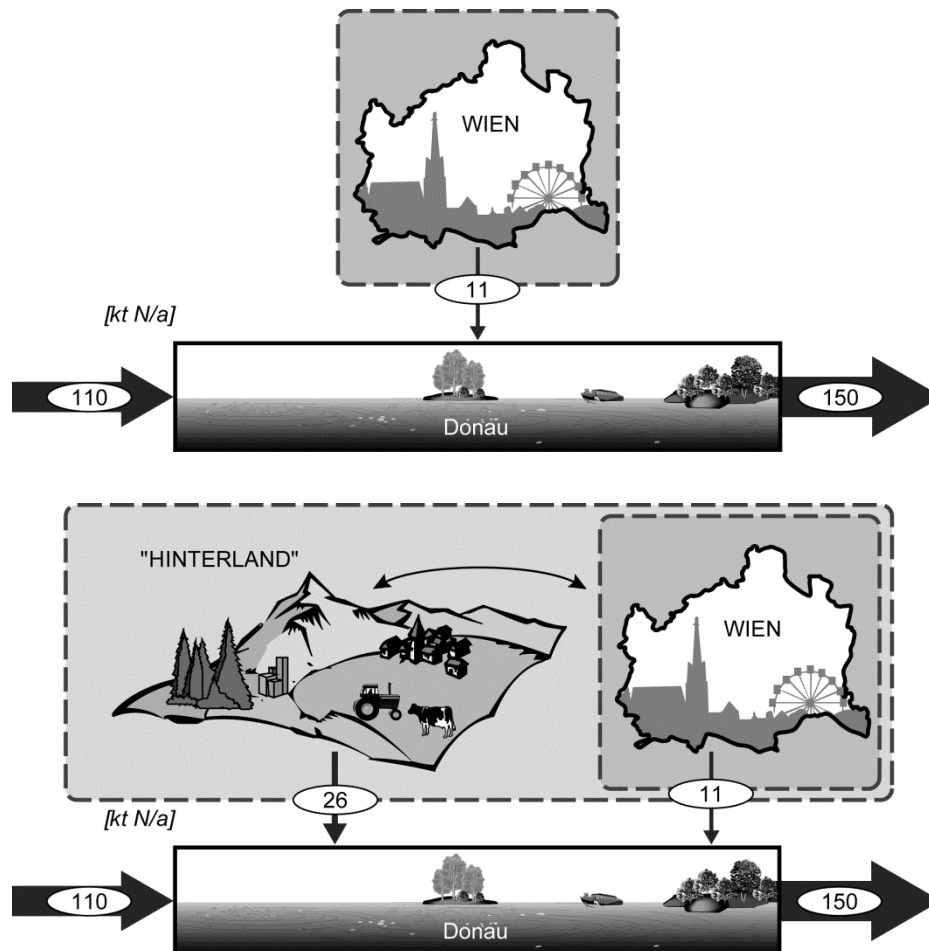


Abbildung 4: Die Wahl der örtlichen Systemgrenze kann wesentlichen Einfluss auf die Problemlösung haben (Obernosterer et al., 1998, adaptiert)

Eine völlig andere Betrachtungsweise und damit Systemgrenze ist in Abbildung 4 unten dargestellt. Dort wird die Systemgrenze derart erweitert, dass das fiktive agrarische Hinterland, das zur Versorgung der Wiener Bevölkerung notwendig ist in das System integriert wird. Dieses Hinterland bewirkt eine Emission von Stickstoff in die Donau und stellt somit einen zusätzlichen, indirekten „Wiener“ Einfluss auf die Donau dar, der jedenfalls größer als der direkte Einfluss über den Ablauf der Kläranlage ist. Man könnte somit auch in der Landwirtschaft ansetzen, um den Stickstoffeintrag von Wien in die Donau zu reduzieren. Welcher Ansatz effektiver ist wäre in der Folge zu untersuchen. Im Falle der Kläranlage handelt es sich um ein technisches System, das sich gut kontrollieren lässt, im Falle der Landwirtschaft müssten im Wesentlichen die landwirtschaftliche Praxis optimiert werden. Zu bemerken ist noch, dass es sich bei dem in Abbildung 4 dargestellten Vergleich um eine Studie aus dem Jahr 1998 handelt, die hier vor allem auf Grund ihres didaktischen Wertes vorgestellt wurde.

4.2 Die Wahl der zeitlichen Systemgrenze

Üblicherweise wird für regionale SFAn die zeitliche Systemgrenze von einem Jahr gewählt. Der Grund dafür ist, dass viele Daten auf Jahresbasis vorliegen. Für Bilanzen von technischen Prozessen werden oft auch kürzere zeitliche Systemgrenzen gewählt, die sich aus der Dauer von Messkampagnen ergeben können. In einer neueren Arbeit des FWF Doktoratskollegs für *Water Resource Systems* wurde die in Abbildung 2 dargestellte Phosphorbilanz für Österreich rückwirkend für den Zeitraum 1990 bis 2011 erstellt (Zoboli et al., eingereicht). Die sich daraus ergebenden Zeitreihen aus 22 Phosphorbilanzen wurden daraufhin auf ihre Veränderungen über die Zeit untersucht.

Das Ausmaß einer Veränderung eines Phosphorflusses wurde dabei wie in Abbildung 5 (links) kategorisiert. Es wird unterschieden zwischen keiner Änderung (Fluss bleibt konstant), einer moderaten Änderung (bis zu einer Halbierung bzw. Verdoppelung) und einer extremen Änderung. Da die Phosphorflüsse alle mit Unsicherheiten behaftet sind wurden Toleranzbereiche für die Änderungen eingeführt. Im Beispiel der Abbildung 5 (links) bedeutet das, dass sich die beiden Flüsse für das Jahr 1 und 2 bis zu einem Toleranzlevel von 20% unterscheiden (Bereiche überlappen sich nicht). In Abbildung 5 (rechts) ist die Auswertung dieser Untersuchung zu sehen. Es zeigt sich, dass selbst bei einem Toleranzbereich der doppelten Standardabweichung (entspricht einem 95%igen Vertrauensbereich) ca. 50% der etwa 130 Flüsse im System sich gegenüber dem Jahr 1990 extrem verändert haben (mehr als verdoppelt oder halbiert). Die Anzahl der moderaten Veränderungen hängt natürlich stark von den Toleranzbereichen ab. Macht man die gleiche Auswertung nicht in Bezug auf das Ursprungsjahr 1990 sondern für aufeinanderfolgende Jahre, so sieht man, dass immer noch ca. 30% der Phosphorflüsse eine extreme Änderung aufweisen.

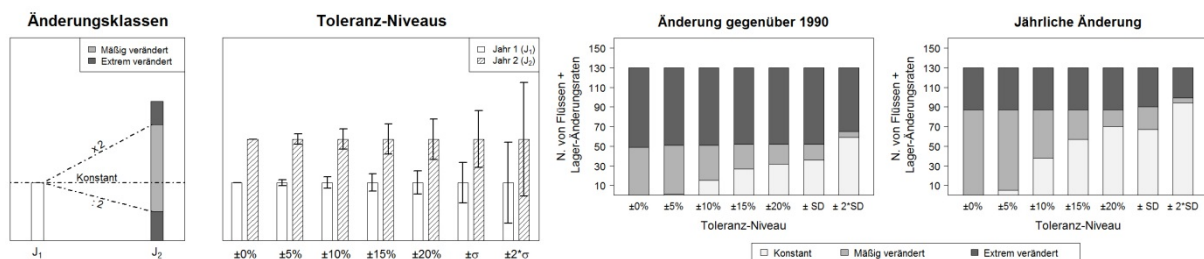


Abbildung 5: Links: Kategorisierung von Flussänderungen und angewandte Toleranzbereiche zur Bestimmung von Flussänderungen; Rechts: Ergebnisse für den ö. Phosphorhaushalt im Zeitraum 1990 – 2011 (Zoboli et al., eingereicht)

Das bedeutet, dass sich der österreichische Phosphorhaushalt über die Zeit beträchtlich verändert hat und die Veränderungen nicht unbedingt gleichmäßig, sondern durchaus auch spontan stattgefunden haben. Diese Untersuchung zeigt damit, dass die bisherige Praxis mit einer Jahresbilanz die Eigenschaft eines Systems über einen längeren Zeitraum zu beschreiben nicht verlässlich ist. Eine weitere Erkenntnis aus der Studie ist, dass sich der Arbeitsaufwand nicht proportional mit der Anzahl der untersuchten Jahre erhöht. Die Hauptarbeit wird durch die Definition und Erstellung des Stoffhaushaltssystems und die Identifikation der Datenquellen erforderlich. Die routinemäßige Fortschreibung der Jahresbilanzen ist vergleichsweise rasch zu bewerkstelligen. Damit besteht nun mit der Software STAN und den mathematischen Methoden ein Rüstzeug, das die routinemäßige Erstellung einer Stoffbuchhaltung mit geringem Aufwand ermöglicht. Ein Nutzen einer solchen Stoffbuchhaltung ist in Abbildung 6 dargestellt: Durch die Zeitreihen kann der Erfolg von Umweltschutzmaßnahmen überprüft werden. So ist bspw. ersichtlich, dass die Phosphoreinträge aus Böden sich über die Jahre nicht verändert haben, bei den Einträgen aus Kläranlagen jedoch bedeutende Reduktionen erreicht wurden und dieser Eintragspfad nur noch mittlere bis geringe Relevanz hat. Diese Aussage wird durch die Berücksichtigung der Datenunsicherheit bestätigt. Ein weiterer Nutzen wäre der Einsatz der Stoffbuchhaltung für Monitoring-Zwecke. So könnte bspw. ein Zielwert für die mittlere Phosphorbelastung (Fracht) der Donau an der Grenze (Ausfuhr) festgelegt werden. Durch die Betrachtung der Unsicherheit könnte eindeutig ermittelt werden, ob der Zielwert sicher eingehalten wird bzw. könnte die erforderliche Datengenauigkeit für eine solche Aussage festgelegt werden. Weiters könnte ermittelt werden, wo im System (Abbildung 5) genauere Messungen zu erfolgen haben, damit die Kontrolle mit geringstem Aufwand bei der Datenermittlung möglich ist. Ein anderer Nutzen einer solchen Stoffbuchhaltung ist die Kontrolle der Daten. So hat sich bspw. gezeigt, dass beim Prozess Kompostierung die offiziellen Daten nicht zusammenpassen und der Datenausgleich für einzelne Flüsse immer nur in eine Richtung erfolgte. Dies ist ein starkes Indiz dafür, dass ein systematischer Datenfehler vorliegt. Die Datenausgleichsrechnung kann also auch helfen, solche Ungereimtheiten aufzufinden.

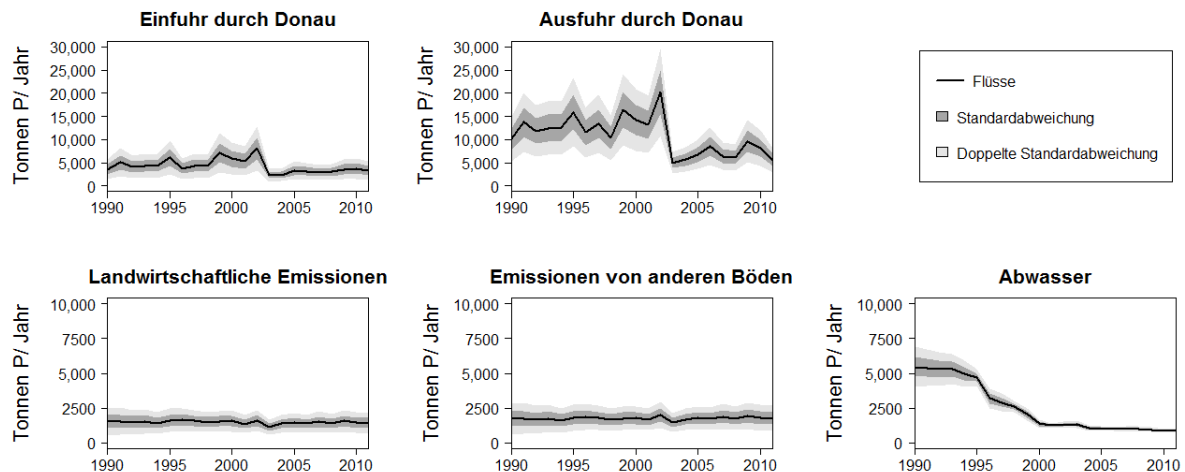
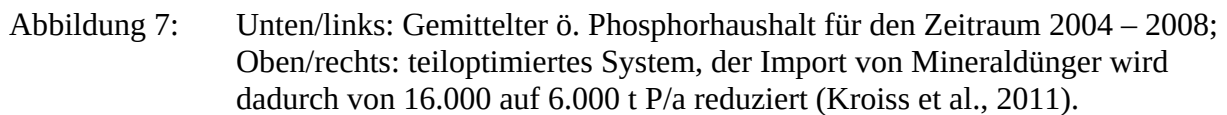


Abbildung 6: Zeitreihen für ausgewählte Phosphorflüsse in Österreich (Zoboli et al., eingereicht)

5 Die Optimierung von Stoffhaushaltssystemen

Die Gestaltung und Optimierung von Stoffhaushaltssystemen ist der wesentliche Nutzen der SFA. Durch die Analyse und dem fakultativen Einsatz von Bewertungsmethoden werden die Schwachstellen des Systems erkannt und das Systemverständnis entwickelt. Dieses Systemverständnis ist jedenfalls notwendig, in der Regel noch nicht hinreichend, um eine (Teil-)Optimierung eines Stoffhaushaltssystems durchzuführen. Anwendungen der SFA zur Systemoptimierung gibt es noch sehr wenige. Prinzipiell kann man unterscheiden in eine Experten- und in eine mathematische Optimierung, wobei die Übergänge fließend sind. Bei der reinen Expertenoptimierung werden einzelne Maßnahmen vorgeschlagen und in das Stoffhaushaltssystem integriert, z.B. in Form von Szenarien. Bei der mathematischen Optimierung muss das Stoffhaushaltssystem durch mathematische Gleichungen beschrieben sein. Es werden dann Ziel- und Stellgrößen sowie Randbedingungen definiert und das Optimum wird berechnet. Aus heutiger Sicht haben beide Vorgehensweisen ihre Berechtigung und sollten in der Regel im Verbund eingesetzt werden. Ein Beispiel für eine Expertenoptimierung findet sich in Abbildung 7: Phosphorhaltige Abfälle wie Klärschlamm und Tiermehl werden flächendeckend gesammelt und einem thermo-chemischen Verfahren zugeführt, das es erlaubt Phosphor zu über 95% in einen pflanzenverfügbaren Dünger überzuführen. Dadurch könnte der Import von Mineraldünger um gut 60% reduziert werden. Derartige Untersuchungen dienen auch dazu, um das prinzipiell Mögliche darzustellen um Ziele bzw. Zieletappen zu formulieren.



6 Zusammenfassung und Ausblick

Die SFA ist heute eine etablierte Methode, die zur Analyse, Bewertung und Gestaltung von Stoffhaushaltssystemen eingesetzt wird. Chen und Graedel (2012) fanden knapp über 1000 Stoffbilanzen für 59 Stoffe, über 90% davon wurden nach dem Jahr 2000 publiziert. Die SFA-Software STAN (www.stan2web.net) hat dazu beigetragen, dass SFAn heute einheitlicher durchgeführt werden und damit die Ergebnisse transparenter und verständlicher sind. Ein weiterer Vorteil der Software ist, dass mathematisch-statistische Methoden zur Berücksichtigung der Datenunsicherheit nun routinemäßig verwendet werden können und damit die Qualität der SFA-Untersuchungen wesentlich steigt.

In einem nächsten Schritt wäre nun die SFA für die systematische Erfassung des Rohstoffverbrauchs auf volkswirtschaftlicher Ebene zu nutzen. Eine derartige Nationale Rohstoffbuchhaltung (NRB) wäre ein erweitertes STAN-Modell, das für die wesentlichen industriellen Rohstoffe in systematischer und regelmäßiger Weise eine ausreichend hoch aufgelöste Materialbilanz fortführt. Die dafür notwendigen Dateninputs erfolgen standardisiert und routinemäßig von den diversen Datenquellen (Statistik Austria, Fachverbände, EDM, etc.). Durch die regelmäßige Aktualisierung der Rohstoffbilanzen werden Zeitreihen für alle Daten aufgebaut, die das Verständnis und die Genauigkeit der quasi-dynamischen Rohstoffbilanzen wesentlich erhöhen (ähnlich dem hier gezeigten Beispiel für Phosphor). Generell kann angenommen werden, dass Genauigkeit und Auflösung und damit der Nutzen der NRB sich über die Jahre vergrößern wird, indem durch die Analyse von Datenzeitreihen und Systemreaktion laufend zusätzliches Systemverständnis generiert wird. Der wesentliche Endnutzen der NRB besteht darin, dass gesicherte quantitative als auch qualitative Aussagen über das potenzielle anthropogene Lager an Rohstoffen gemacht (in Ergänzung des Nationalen Rohstoffplans für Primärressourcen), als auch Szenarien für die Freiwerdung dieser Materialien berechnet werden können. Diese Informationen dienen der Rohstoff- und Recyclingindustrie als Planungsgrundlage für die Deckung ihres Rohstoffbedarfs bzw. für die Planung von Anlagen und sind auch Grundlage für politische/legistische Maßnahmen zur optimalen Nutzung der anthropogenen Ressourcen, ein Kernziel des Forschungsgebietes Ressourcenmanagement.

7 Literatur

- Baccini, P., Brunner, P.H. *Metabolism of the Anthroposphere*, Springer, New York, 1991.
- Baccini, P., Brunner, P.H. *Metabolism of the Anthroposphere: Analysis, Evaluation, Design*, 2nd ed., MIT Press, Cambridge, 2012.
- Brunner, P.H., Rechberger, H. *Practical Handbook of Material Flow Analysis*, Lewis Publishers, New York, 2004.
- Brunner, P. H., Daxbeck, H., Henseler, G., B., v. S., Beer, B., Piepke, G. RESUB - Der regionale Stoffhaushalt im Unteren Bünztal, Die Entwicklung einer Methodik zur Erfassung des regionalen Stoffhaushaltes, EAWAG, Abteilung Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt, Dübendorf, Schweiz, 1990.
- Cencic, O. und Frühwirth, R. A general framework for data reconciliation—Part I: Linear constraints, *Computers & Chemical Engineering*, 2014, <http://dx.doi.org/10.1016/j.compchemeng.2014.12.004>.
- Chen, W.Q., Graedel, T.E. Anthropogenic cycles of the elements: a critical review, *Environmental Science and Technology*, 46 (16), 2012, 8574-86.
- Kroiss, H., Rechberger, H., Egle, L. *Phosphorus in Water Quality and Waste Management*, In: Integrated Waste Management - Volume II, Kumar, S. (Ed.); InTech, 2011.
- Laner, D., Rechberger, H. *Material Flow Analysis (MFA)*, in: Special Types of Life Cycle Assessment, Matthias Finkbeiner (Ed.), Springer, accepted for publication
- Laner, D., Rechberger, H., Astrup, T. Systematic Evaluation of Uncertainty in Material Flow Analysis, *Journal of Industrial Ecology*, 18, 6, 2014, p. 859–870.
- Obernosterer, R., Brunner, P.H., Daxbeck, H., Gagan, T., Glenck, E., Hendriks, C., Morf, L., Paumann, R., Reiner, I. Materials Accounting as a Tool for Decision Making in Environmental Policy - Mac TEmPo Case Study Report - Urban Metabolism, The City of Vienna, Institute for Water Quality and Waste Management, Vienna University of Technology, Vienna, 1998.
- ÖNORM S 2096 (2005). Stoffflussanalyse - Teil 1: Anwendung in der Abfallwirtschaft – Begriffe; Teil 2: Anwendung in der Abfallwirtschaft - Methodik.
- Zoboli, O., Zessner, M., Rechberger, H. Added values of time series in MFA: the Austrian phosphorus budget from 1990 to 2011, *Journal of Industrial Ecology*, submitted.

Korrespondenz an:

Univ.-Prof. Dr. Helmut Rechberger

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/226

1040 Wien

Tel.: +43 1 58801 22645

Mail: helmut.rechberger@tuwien.ac.at

Ökobilanzen und Life-Cycle-Assessment

DI Dr. Christian Plas, DI Bernd Brandt

denkstatt GmbH, Hietzinger Hauptstraße 28, 1130 Wien

Einleitung

Leben wir auf zu großem Fuß? Diese Frage wird angesichts von Klimawandel, Ressourcenknappheit, Bevölkerungsentwicklung, Konsumkultur und Wohlstandsvermehrung immer drängender. Nicht nur Wissenschaftler und Politiker, sondern zunehmend auch produzierende Unternehmen, Supermärkte und Konsumenten fragen nach den Umweltwirkungen von Produkten und Dienstleistungen, und entscheiden nun nicht mehr allein aufgrund von Preis und Qualität. Doch was ist umweltfreundlich? Gerade beim Thema Umwelt stehen oft Vorurteile und emotionale Botschaften statt Zahlen und Fakten im Vordergrund. Nachfolgend werden einige Methoden und Verfahren rund um die Ökobilanz vorgestellt, die Auskunft über die Umweltfreundlichkeit von Produkten geben.

Ökobilanz

Die Ökobilanzierung (engl. LCA – Life Cycle Assessment) beruht auf der ISO 14.040 bzw. ISO 14.044 und ist eine Methode zur Abschätzung der mit einem Produkt verbundenen Umweltaspekte und produktspezifischen potentiellen Umweltauswirkungen, durch

- Zusammenstellung einer Sachbilanz von relevanten Input- und Outputflüssen eines Produktsystems;
- Beurteilung der mit diesen Inputs und Outputs verbundenen potentiellen Umweltauswirkungen;
- Auswertung der Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung hinsichtlich der Zielsetzung der Studie.

In dem normierten Verfahren werden die potentiellen Umweltwirkungen mittels ausgewählter Umweltwirkkategorien abgeschätzt und bewertet. Dazu gehören neben dem Treibhauseffekt (Global Warming) beispielsweise Versauerung,

Eutrophierung, Ozonzerstörung und Bildung von Photooxidantien, oder die Landnutzung bzw. der Verbrauch von mineralischen oder fossilen Ressourcen.

Eine Ökobilanz-Studie untersucht in der Regel die Umweltaspekte und potentiellen Umweltauswirkungen im Verlauf des Lebensweges eines Produktes von der Rohstoffgewinnung, über Produktion, Anwendung bis zur Verwertung/Beseitigung. Dies wird mit den Systemgrenzen "von der Wiege bis zur Bahre" ("cradle to grave") bezeichnet. Es werden alle drei Lebenszyklusphasen, die Produktionsphase, die Gebrauchsphase und die Abfallwirtschaftsphase berücksichtigt. Wird nur die Produktionsphase betrachtet, spricht man von den Systemgrenzen "von der Wiege bis zum Werkstor" ("cradle to gate").

Die Produktionsphase umfasst die Vorkette mit der Rohstoffgewinnung und Verarbeitung der für das untersuchte Produkt benötigten Materialien, die Herstellung des Produkts selbst, die Verpackung des Produkts, relevante Transporte sowie die Bereitstellung von Energie für den gesamten Produktionsprozess. Die Phase endet mit der Auslieferung des versandfertigen Produkts am Werkstor.

Die Gebrauchsphase (auch Nutzungsphase) umfasst die Nutzung des Produkts. Dies umfasst neben der eigentlichen Verwendung des untersuchten Produkts gegebenenfalls auch den Transport zum Ort der Nutzung, die Installation des Produkts sowie etwaige Wartungs-, Reparatur-, Reinigungs- und Instandhaltungsmaßnahmen. Die Gebrauchsphase steht in starkem Zusammenhang mit der angenommenen Lebensdauer des Produkts und ist besonders beim Vergleich von unterschiedlichen Materialien wichtig.

Die Abfallwirtschafts- oder Entsorgungsphase (auch End-of-Life Phase) umfasst gegebenenfalls die Demontage des untersuchten Produkts am Ende der Lebensdauer sowie die Verwertung (Recycling & Energierückgewinnung) und Entsorgung eventueller nicht verwertbarer Materialien (inklusive relevanter Transportprozesse). Durch die Berücksichtigung von Recycling und Energierückgewinnung kann es zu rechnerischen Gutschriften in der Bilanz kommen.

Ein Nachteil von Ökobilanzen ist, dass wirtschaftliche und soziale Aspekte nicht berücksichtigt werden. Oft ist die Erstellung einer Ökobilanz aber der Ausgangspunkt für umfassendere Nachhaltigkeitsbewertungen.

Carbon Footprint

Der Beitrag zum Treibhauseffekt wird auch als Carbon Footprint oder Klimafußabdruck bezeichnet und gibt Auskunft über die gesamten Treibhausgasmissionen, für die Produkte oder Dienstleistungen in ihrem Lebenszyklus verantwortlich zeichnen. Er wird in CO₂-Äquivalenten pro definierter Einheit angegeben und nach klar festgelegten wissenschaftlichen Methoden ermittelt (ISO 14.067).

Carbon Footprint Berechnungen sind relativ unaufwändig, Basisdaten sind in der Regel gut verfügbar, die Berechnung ist transparent und die Ergebnisse sind leicht verständlich und gut kommunizierbar für Wirtschaft, Politik und Konsumenten. So können mit relativ geringem Ressourcenaufwand Verbesserungspotentiale aufgezeigt und Alternativen (verschiedene Produkte) verglichen werden.

Immer mehr Unternehmen lassen Carbon Footprint Analysen zu ihren erzeugten Produkten oder bereitgestellten Dienstleistungen erstellen, sodass sie einerseits auf Anfrage zur Verfügung stehen und andererseits als Benchmark beim Vergleich mit Mitbewerbern genutzt werden können. Weiterverarbeitende Betriebe und der Handel sind meist sehr an diesen Daten interessiert, wenn sie nicht ohnehin von sich aus bei ihren Lieferanten danach gefragt haben.

Carbon Footprint Informationen unterstützen zunehmend sowohl die interne Strategieentwicklung als auch die externe Kommunikation mit Kunden, auf Messen und mit politischen Entscheidungsträgern. Konkrete Zahlen belegen erreichte Umweltfortschritte, entkräften ungerechtfertigte Vorurteile und zeigen Chancen zur Optimierung. Überdies kann aufgrund von Carbon Footprint Analysen Produktentwicklung und Produktdesign verbessert werden.

Umweltproduktdeklaration

Die Ergebnisse einer Ökobilanz bilden die wesentliche Grundlage für die Durchführung und Zertifizierung einer Typ III Umweltproduktdeklaration (Environmental Product Declaration – EPD). Diese Umweltproduktdeklarationen finden häufig Verwendung im Baubereich und bilden die Datenbasis für die ökologische Gebäudebewertung. Sie beruhen auf der ISO 14.025 bzw. EN 15804 - und sind international abgestimmt. Sie zeigen interessierten Gruppen die Umweltwirkungen von Produkten in einer einheitlichen und somit leicht vergleichbaren Weise auf. Umweltproduktdeklarationen geben Auskunft über den Energie- und Ressourceneinsatz, und darüber, in welchem Ausmaß ein

Produkt zu fünf Umweltauswirkungen (Treibhauseffekt, Versauerung, Überdüngung, Zerstörung der Ozonschicht und Smogbildung) beiträgt. Überdies werden Angaben zu technischen Eigenschaften gemacht, die u.a. für die Einschätzung der Performance des Bauproduktes im Gebäude benötigt werden.

Umweltproduktdeklarationen werden von EPD-Programmhaltern auf Basis von Produktkategorieregeln (engl. PCR - Product Category Rules) zertifiziert und bieten die relevante Datengrundlage, um Umwelteigenschaften eines Produktes im Marketing oder Verkauf darzustellen.

Produktkategorieregeln sind eine Zusammenstellung spezifischer Regeln, Anforderungen oder Leitlinien, um Typ III Umweltdeklarationen (sowie deren zugrunde liegenden Ökobilanzen) für eine oder mehrere Produktkategorien mit gleicher Funktion und ähnlichen, charakteristischen Umweltauswirkungen zu erstellen. Produktkategorieregeln werden von EPD-Programmhaltern entwickelt und veröffentlicht und stellen gemäß ISO 14.025 bzw. EN 15804 eine wichtige Voraussetzung zur Erlangung einer EPD dar.

Product Environment Footprint

Auf Initiative der EU-Kommission wird zur Zeit auf Basis der ISO 14.040 und ISO 14.044 ein Maßnahmenpaket rund um den Umweltfußabdruck resp. Product Environmental Footprint (PEF) von Produkten und Organisationen zur Schaffung eines grünen Binnenmarktes umgesetzt. Ziele sind u.a.

- die Qualität und Verfügbarkeit von Lebenszyklusdaten zu verbessern,
- konsistente und repräsentative Produktkategorieregeln (z.B. hinsichtlich Anforderungen an die Datenqualität bzw. zu verwendenden Bewertungsmethoden für die Wirkungsabschätzung) zu entwickeln,
- die Benutzerfreundlichkeit zu verbessern und
- den Informationsaustausch zu erleichtern.

Grundsätze des Vorhabens sind Transparenz, Zuverlässigkeit, Vollständigkeit, Vergleichbarkeit und Klarheit.

In mehreren Phasen wird die Methodik des Product Environmental Footprints entwickelt und die Praktikabilität mittels Pilotprojekten überprüft und angepasst. Der PEF umfasst 14 Umweltwirkungskategorien:

- Klimaänderung
- Abbau der Ozonschicht
- Ökotoxizität – Süßwasser

- Humantoxizität – kanzerogene Folgen
- Humantoxizität – nichtkanzerogene Folgen
- Feinstaub / anorganische Emissionen
- Ionisierende Strahlung – Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit
- Fotochemische Bildung von Ozon
- Versauerung
- Eutrophierung – Land
- Eutrophierung – Wasser
- Ressourcenerschöpfung – Wasser
- Ressourcenerschöpfung – mineralisch, fossil
- Landnutzungsänderungen.

Kosten-Nutzen-Analyse

Verschiedene ökologische Effekte zu einem einzigen oder zumindest wenigen Ergebniswerten zusammenzufassen, ist derzeit noch eine große Herausforderung. Oft kann man einem brauchbaren aggregierten Ergebnis schon recht nahe kommen, indem man die wichtigsten ökologischen Nutz- und Schadeffekte in Euro umrechnet. Die zugrunde liegende Methode ist die Wohlfahrts-Kosten-Nutzen-Analyse (Welfare Cost-Benefit Analysis). Damit werden ökologische, wirtschaftliche und soziale Effekte vergleichbar und können zu einem Gesamtergebnis aufsummiert werden. Effekte, die nicht oder nur unzureichend monetär bewertet werden können, bleiben daneben als zusätzliche Entscheidungskriterien stehen. Gleichzeitig ermöglichen Kosten-Nutzen-Analysen die so wichtige Prüfung der Ökoeffizienz von möglichen Maßnahmen: Wie viel Umweltnutzen wird durch wie viel Mehrkosten tatsächlich erreicht?

Ecofootprint

Eine Methodik, die sich gerade in Entwicklung befindet, ist der Ecofootprint, der alle Umweltwirkungen in einem einzigen Ergebniswert aggregiert. Dabei werden die relativen Beiträge unterschiedlicher Umweltwirkungen angegeben. Das Ergebnis wird in Eco-minutes gemessen, wobei der durchschnittliche Europäer Umweltwirkungen im Ausmaß von täglich 24 Eco-hours aufweist.

Der Ecofootprint hilft, Ergebnisse besser zu verstehen und zu kommunizieren (zumal nur ein Gesamtergebnis anstelle von einem Ergebniss je

Wirkungskategorie vorliegt) sowie wichtige und vernachlässigbare Umweltauswirkungen zu unterscheiden. Ein großer Vorteil dieser Meta-Methode ist, dass mehrere Aggregationsmethoden mit unterschiedlichen Bewertungsansätzen einbezogen und verglichen werden.

Ökologischer Fußabdruck

Der Ecofootprint ist nicht mit dem ökologischen Fußabdruck zu verwechseln. Der ökologische Fußabdruck (engl. Ecological Footprint) gibt an, welche Fläche auf der Erde notwendig ist, um den Lebensstil und -standard eines Menschen (unter den heutigen Bedingungen) dauerhaft zu ermöglichen. Er wird in globalen Hektar pro Person und Jahr angegeben und schließt unter anderem Flächen ein, die benötigt werden, um Nahrungsmittel und Bekleidung herzustellen, Energie bereitzustellen oder Müll zu entsorgen.

Umsetzung

Am Anfang einer Nachhaltigkeitsbewertung sieht meist alles ganz einfach aus. Und mit etwas Geschick und Erfahrung können erste Grobbilanzen, die nur die wichtigsten Effekte enthalten, tatsächlich schnell erstellt werden. Gräbt man aber etwas tiefer, zieht oft eine Frage gleich drei weitere nach sich: Welche Papier-/Metall-/Kunststoffsorte ist das jetzt genau? Und welche Zusatzstoffe werden dafür verwendet? Sind dazu Daten vorhanden, und auch für alle Verarbeitungsschritte? Welche Transporte sind relevant? Verwenden wir österreichische Daten oder europäischen Durchschnitt, besonders bzgl. Verwertung und Entsorgung? Knifflige Fragen, die im Detail zu klären sind.

Überraschungen stehen jedenfalls an der Tagesordnung – oft liegen die Dinge doch anders als man es anfänglich vermutet hätte. Höhere Umweltwirkungen je Kilogramm Material heißt nicht automatisch weniger nachhaltig, wenn die funktionelle Einheit, also die Masse, die benötigt wird, um ein Produkt herzustellen, dadurch geringer wird. Mehr Ressourcenverbrauch in der Produktion heißt wiederum nicht automatisch weniger nachhaltig, wenn dadurch Qualitätssteigerungen und verlängerte Lebensdauer erreicht werden. Wenig bekannt ist auch, dass im gesamten Lebenszyklus oft nicht die Produktion, sondern die Gebrauchsphase den größten Einfluss auf die Ergebnisse der ökologischen Bewertung eines Produktes hat, also beispielsweise der Treibstoffverbrauch bei Autos, der Stromverbrauch bei Elektrogeräten und die Heizenergie bei Gebäuden.

Ergebnisse und Ausblick

Dass die Ergebnisse von solchen wissenschaftlichen Untersuchungen in der Praxis häufig nicht dem allgemeinen Werte-Empfinden entsprechen, mögen die folgenden kurz erwähnten Beispiele verdeutlichen:

1. Verpackung von Mineralwasser: Kein signifikanter Unterschied zwischen Einweg-PET und Mehrweg-Glas!
2. Operations-Textilien: Mehrweg-Textilien deutlich besser als Einweg-Material
3. Waschmaschinen-Reparatur: Reparatur einer alten (!) Waschmaschine nur dann besser als Neukauf, wenn sie nicht häufig verwendet wird
4. Verkaufsverpackung von Gemüse: Kunststoffverpackungen besser als Mix der verwendeten Alternativmaterialien

Interessant an diesen Untersuchungen ist insbesondere immer die Begründung, die ein solches Resultat verursacht – und in allen genannten Fällen gut nachvollziehbar ist.

Das Entscheidende in Fragen der ökologischen Bewertung ist eben genau das Thema „Werte“. Das Hinzunehmen oder Weglassen von Daten (Produktionsstufen, Nebenprodukten, ...) und das Gewichten verschiedener Wirkungskategorien entscheidet über den Endwert. Die Europäische Union versucht mit der Mitteilung „Commission Recommendation of 9 April 2013/179/EU on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations“ einen sehr ernsthaften Versuch unternommen, bei der Bewertung und der Kommunikation relevanter Information einen Schritt weiter zu kommen.

Literatur

- ISO 14025: 2011-10, Umweltkennzeichnungen und -deklarationen - Typ III
Umweltdeklarationen - Grundsätze und Verfahren
- ISO 14040: 2006, Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and
framework
- ISO 14044: 2006, Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and
guidelines
- ISO/TS 14067:2013, Treibhausgase - Carbon Footprint von Produkten - Anforderungen an
und Leitlinien für Quantifizierung und Kommunikation
- EN 15804: 2014-07, Nachhaltigkeit von Bauwerken - Umweltproduktdeklarationen -
Grundregeln für die Produktkategorie Bauprodukte

Korrespondenz an:

DI Dr. Christian Plas
Denkstatt GmbH
Hietzinger Hauptstraße 28, 1130 Wien

Tel.: 01 7868900
Mail: office@denkstatt.at

Water Footprinting – der Wasserfußabdruck

Matthias Zessner¹, Simon Thaler², Gerold Hepp¹, Fatima Bertrán de Lis³

¹Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien

²Miesenbergerhof, Leonding

³Denkstatt GmbH, Wien

Abstract: In diesem Artikel wird das Konzept des Water Footprints kurz erläutert und es werden methodische Schwierigkeiten diskutiert und konkrete Fallbeispiele vorgestellt. Man unterscheidet zwischen grünem, blauem und grauem Water Footprint (WF). Der blaue WF bezeichnet Grundwasser oder Oberflächengewässer, der grüne Regenwasser, welches, transpiriert und evapotranspiriert, in ein Produkt eingebaut oder aus einer Region abgeleitet wird. Der graue WF ist jenes Wasservolumen, welches notwendig ist, eine bestimmte Emissionsfracht an Substanzen derart zu verdünnen, dass Grenzwerte gerade erreicht werden. Entscheidend beim Umgang mit WF-Untersuchungen ist, dass die Berechnung des WF nur einen ersten Schritt darstellt, und der WF zusätzlich basierend auf definierten Nachhaltigkeitskriterien zu bewerten ist. Methodisch bestehen bei der Berechnung des grauen WF und der Bewertung des grünen WF bei noch offene Fragen und Diskussionsbedarf. Trotz dieser Einschränkungen hat sich der WF bereits als wichtiges Instrument bei der Bewusstseinsbildung in Hinblick auf die Bedeutung des Wasserbedarfes bei der Produktion von Lebensmitteln und anderen Produkten der Landwirtschaft sowie bei der Darstellung von virtuellen Wasserströmen, die mit internationalem Handel verbunden sind, bewährt.

Key Words: Produktionspotential, Nachhaltigkeitskriterien, virtuelles Wasser, Wasserknappheit, Wasserverunreinigung,

1 Einleitung

Die menschliche Gesellschaft greift durch ihre Tätigkeit auf vielfache Weise in das Ökosysteme der Erde ein. Ressourcen werden der Umwelt entnommen, genutzt und Abfallstoffe wieder an die Umwelt abgegeben. Dies kann zu einer Verknappung von Ressourcen, einer Übernutzung von Umweltmedien oder einer Schädigung von Umweltmedien durch qualitative Beeinträchtigung führen. Alle diese Effekte können sich wiederum negativ auf die Entwicklung der

menschlichen Gesellschaft auswirken und eine gesundheitliche Schädigung von Menschen bewirken.

Auswirkungen von menschlichen Handlungen sind komplex und oft nicht auf einen Aspekt des Ökosystems beschränkt. Es besteht daher ein Bedarf nach Maßzahlen, über die vielfältige Auswirkungen auf Mensch und Umwelt abgebildet werden können. Ökobilanzen, der Carbon Footprint oder der ökologische Fußabdruck wurden daher entwickelt, um grundlegende Maßzahlen zum Vergleich von Aktivitäten in Hinblick auf eine Belastung der Umwelt und ihrer Kompartimente zu erhalten. Selbst vielfältige Maßzahlen fokussieren auf bestimmte Aspekte von Umweltauswirkungen oder die Relevanz unterschiedlicher Aspekte wird durch die Wahl von Wichtungsfaktoren von den Methodenentwicklern oder -anwendern bestimmt. So stellt z.B. der Carbon Footprint eine Bewertung des Einflusses von Aktivitäten oder Produktionsprozessen auf den Kohlenstoffhaushalt bzw. den Verbrauch von Energie und die Emissionen klimarelevanter Gase dar.

Über den Water Footprint (Wasserfußabdruck) werden dagegen unterschiedliche Aspekte der Wassernutzung quantitativ erfasst und in Form einer gemeinsamen Maßzahl dargestellt, um so menschliche Aktivitäten, Produkte oder Produktionsprozesse in Hinblick auf den jeweiligen Wasserbedarf vergleichbar zu machen. Im vorliegenden Artikel soll das Konzept des Water Footprints kurz erläutert, methodische Schwierigkeiten diskutiert und konkrete Fallbeispiele vorgestellt werden.

2 Das Konzept des Water Footprints

Das Water Footprint Network ist eine Interessensgemeinschaft, die die nachhaltige Nutzung der Ressource Wasser fördern will und das Water Footprint-Konzept als grundlegendes Instrument zur Beurteilung der nachhaltigen Nutzung von Wasser nutzt. Das Water Footprint Network definiert den Water Footprint als einen „Indikator, der den direkten und den indirekten Wasserverbrauch eines Konsumenten oder eines Produzenten aufzeigt“. „Der Water Footprint eines Einzelnen, einer Gemeinschaft, oder eines Betriebes wird als das Gesamtvolumen von Süßwasser definiert, das ein Einzelner oder eine Gemeinschaft als Konsument, oder ein Betrieb zur Herstellung von Waren und Dienstleistungen, verbraucht“. (Water Footprint Network, 2015)

Entwickelt wurde das Water Footprint-Konzept von Hoekstra und Hung (2002) basierend auf der Idee und den Untersuchungen von Allan (1993). Gemäß der im „Water Footprint Assessment Manual“ veröffentlichten Methode

unterscheidet man zwischen grünem, blauem und grauem Water Footprint (Hoekstra et al., 2011). Ganz allgemein beschreibt der Water Footprint (WF) die Menge an Wasser, welche für einen Produktionsprozess, die Produktion eines Produktes, für den Betrieb einer Fabrik, einer Firma oder anderen Organisationseinheit oder in einem geographisch klar abgegrenzten Gebiet (z.B. Land, Einzugsgebiet) benutzt wird. Laut Definition wird Wasser zum WF gezählt, wenn es a) bei einem Produktionsprozess verdunstet (Transpiration und Evapotranspiration), b) in Produkte eingebaut, c) aus dem Einzugsgebiet abgeleitet und d) für die Verdünnung von Emissionsfrachten in Gewässer benötigt wird.

- ⇒ Der blaue WF bezeichnet Wasser, welches aus Grundwasser oder Oberflächengewässer (nur Süßwasser) entnommen und genutzt wird (a, b oder c). (Abbildung 1)
- ⇒ Der grüne WF bezeichnet Niederschlagswasser, welches, gespeichert als Bodenwasser, transpiriert und evapotranspiriert (a) oder in ein Produkt eingebaut (b) wird. (Abbildung 1)

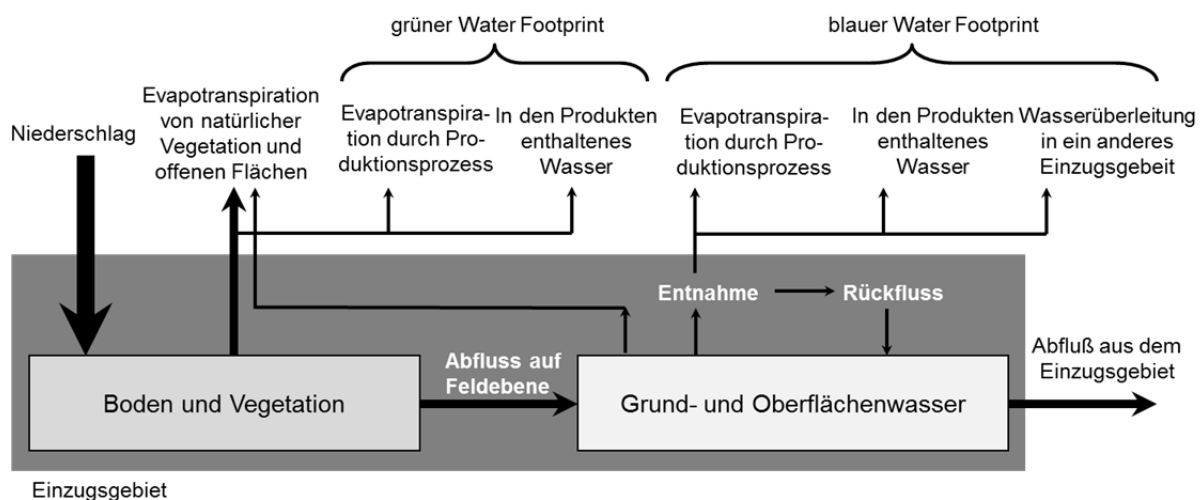


Abbildung 1: Grafische Darstellung des grünen und blauen Water Footprints (Hoekstra et al., 2011)

- ⇒ Der graue WF bezeichnet Verschmutzung von Wasser. Definitionsgemäß ist es das Wasservolumen, welches notwendig ist, eine bestimmte Fracht an Substanzen derart zu verdünnen, dass bei Beachtung der natürlichen Hintergrundkonzentration Grenzwerte gerade erreicht werden (Hoekstra et al., 2011). Um den grauen WF zu berechnen, wird die im Rahmen eines Produktionsprozesses emittierte Fracht eines Stoffes durch die Differenz zwischen dem Grenzwert und der Hintergrundkonzentration dividiert: $WF_{\text{grau}} = F / (c_{\text{max}} - c_{\text{nat}})$. Dabei ist F die ins Gewässer emittierte Fracht eines Stoffes, c_{max} der Grenzwert im Gewässer und c_{nat} die natürliche

Hintergrundkonzentration. Werden mehrere relevante Stoffe emittiert, so wird der WF jenes Stoffes herangezogen, der den größten grauen WF verursacht.

Der direkte WF eines Produktionsprozesses ist jene Wassernutzung (grüner, blauer oder grauer WF), die direkt dem jeweiligen Produktionsprozess zuzuordnen ist. Zusätzlich kann jedoch auch ein indirekter WF berücksichtigt werden (Abbildung 2). Dabei handelt es sich um jenen WF, der zur Produktion von unterschiedlichen, bei einem Produktionsprozess eingesetzten Produktionsmitteln (z.B. Energieträger, Rohstoffe) erforderlich ist.

Vergleicht man das Konzept des WF mit einer herkömmlichen Wasserverbrauchstatistik, so ergeben sich wesentliche Unterschiede (Abbildung 2). Die herkömmliche Verbrauchstatistik berücksichtigt jenes Wasser, das Grund- oder Oberflächengewässern entnommen und Verbrauchern über Leitungen zugeführt wird. Damit wird sowohl der Verbrauch von Regenwasser (grüner WF) als auch eine Wassernutzung durch Verunreinigung (grauer WF) nicht berücksichtigt. Dagegen ist in der herkömmlichen Wasserverbrauchstatistik jene Wassermenge, die nach der Nutzung z.B. als Abwasser wieder in Oberflächengewässer oder das Grundwasser zurück geleitet wird, sehr wohl enthalten. Im Water Footprint wird diese Wassermenge nicht erfasst, da das Wasser dem Gebiet erhalten bleibt. Im WF wird nur jene Wassermenge als blauer WF erfasst, die während der Nutzung verdunstet, in ein Produkt eingebaut oder aus der Region abgeleitet wird und somit dem Wasserhaushalt der Region verloren geht. Rückleitungen über Abwasser in der jeweiligen Region werden beim WF daher nur insoweit erfasst, als sie Schmutzfracht transportieren, welche bei der Berechnung des grauen WF erfasst wird.

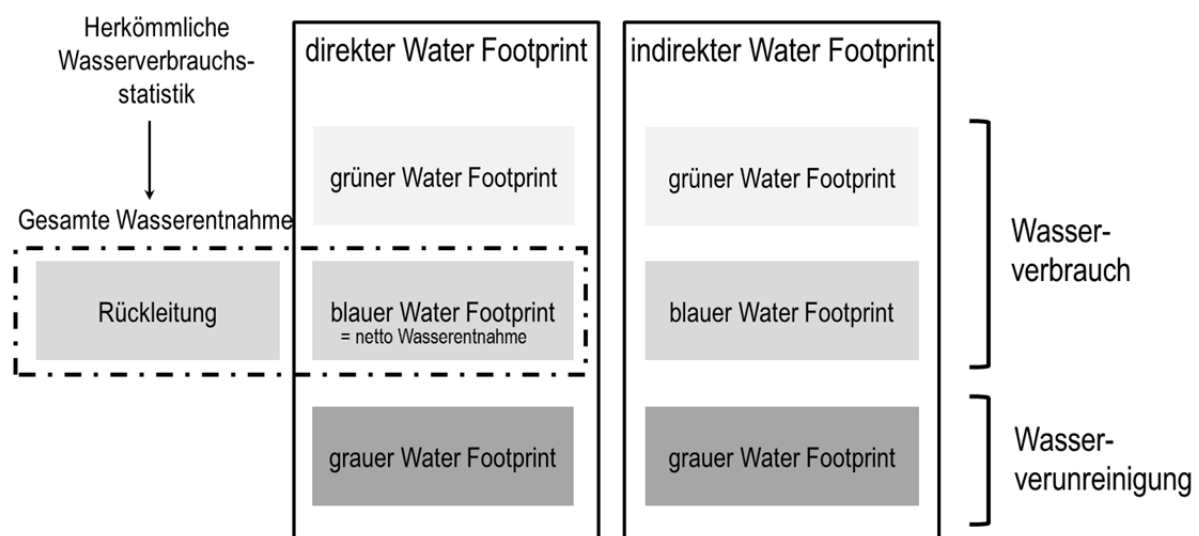


Abbildung 2: Komponenten des Wasserfußabdrucks (Hoekstra et al., 2011)

Vielfach wird in Hinblick auf den Einsatz des Water Footprints lediglich die Berechnung des Water Footprints (water footprint accounting) wahrgenommen. Gut bekannt sind z.B. Angaben zum WF der Produktion verschiedener Konsumgüter. Ohne Zusatzinformationen über Ziel der Untersuchungen, Nutzen des jeweiligen Produktes, Betrachtungshorizont oder die örtliche Situation der Wassernutzung sind diese Zahlen jedoch wertlos. Wird der Water Footprint als Tool zur Bewertung und Optimierung des Wasserverbrauchs herangezogen (Beurteilung des Water Footprints bzw. Water Footprint Assessment), so sind daher die unterschiedlichen Phasen entsprechender Untersuchungen zu berücksichtigen (Abbildung 3), welche im folgenden Kapitel näher erläutert werden.

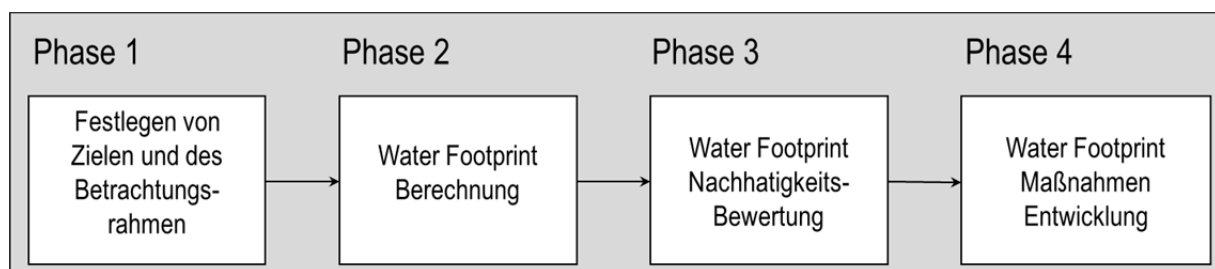


Abbildung 3: Die vier Phasen des Water Footprint Assessments (Hoekstra et al., 2011)

3 Beurteilung des Water Footprints (WF Assessment)

3.1 Festlegungen der Ziele und des Betrachtungsrahmens

Untersuchungen zum Water Footprint können unterschiedliche Ziele haben. Generell können dies

- ⇒ Bewusstseinsbildung,
- ⇒ Darstellung von virtuellen Wasserströmen, die mit internationalem Handel verbunden sind
- ⇒ die Identifikation von Risikoregionen in Hinblick einer Übernutzung von Wasserressourcen,
- ⇒ Entwicklung von Maßnahmenstrategien oder
- ⇒ die Ableitung quantitativer Ziele zur Beschränkung der Wassernutzung sein.

Je nach Ziel wird es nötig sein, den erforderlichen Detaillierungsgrad der Untersuchungen festzulegen. Folgende Ansätze können dabei gewählt werden:

- ⇒ Beurteilung des Water Footprints von Prozessen
- ⇒ Beurteilung des Water Footprints von Produkten
- ⇒ Beurteilung des Water Footprints von Verbrauchern oder Verbrauchergruppen

- ⇒ Beurteilung des Water Footprints innerhalb bestimmter Regionen (z.B. Einzugsgebiete)
- ⇒ Beurteilung des nationalen Water Footprints (WF innerhalb eines Landes oder WF der Bevölkerung eines Landes)
- ⇒ Beurteilung des Water Footprints von Geschäftszweigen

3.2 Berechnung des Water Footprints (WF Accounting)

Die Berechnung des Water Footprints ist die quantitative Grundlage für Water Footprint-Untersuchungen. Im Wesentlichen geht es darum, die Höhe des grünen, blauen und/oder grauen Water Footprints auf Basis vorhandener Informationen getrennt voneinander zu berechnen. Eine gute Grundlage dafür stellt „The Water Footprint Assessment Manual“ (Hoekstra et al., 2011) dar. Allerdings ist die Methode in ständiger Entwicklung. Aktuelle Erkenntnisse werden von Seiten des Water Footprint Networks laufend über seine Homepage (<http://www.waterfootprint.org/>) zur Verfügung gestellt. Die Berechnung eines Water Footprints baut jeweils auf der Berechnung des Water Footprints einzelner Prozesse auf. Davon ausgehend können unter Berücksichtigung aller erforderlichen Prozesse zur Produktion eines Produktes Water Footprints von Produkten und in weiter Folge auch von Produzenten, Verbrauchern, Gruppen von Verbrauchern oder Produzenten sowie von Regionen wie Einzugsgebieten oder Ländern berechnet werden (Abbildung 4).

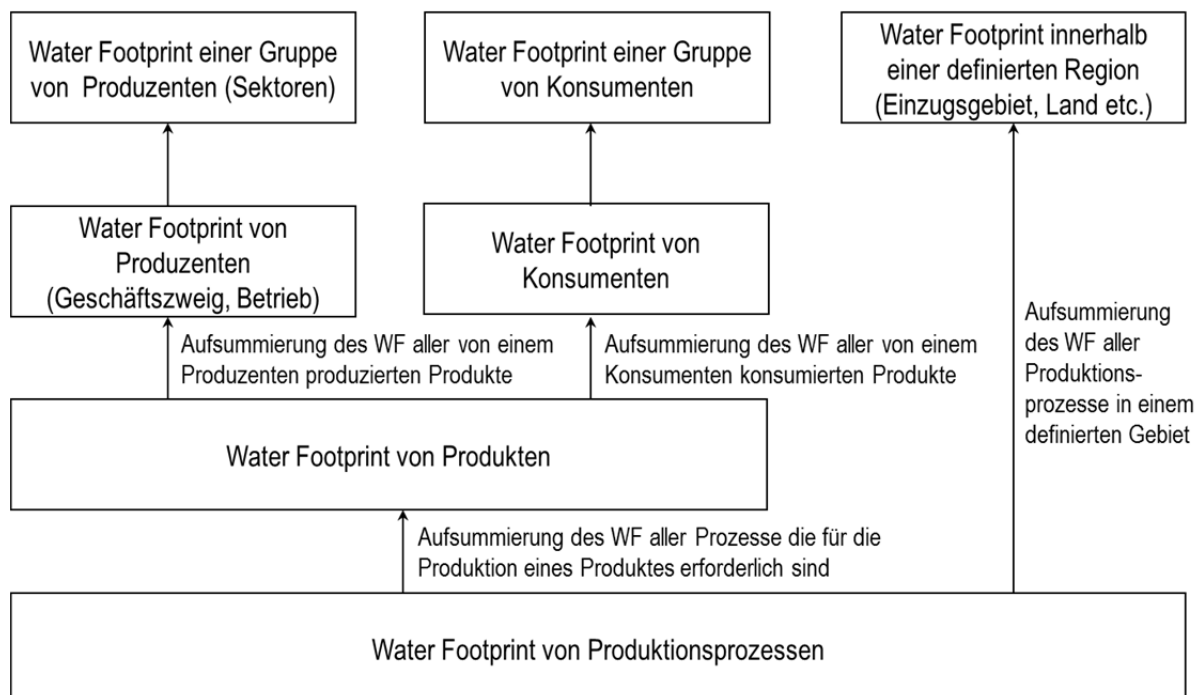


Abbildung 4: WF von Produktionsprozessen als Basis für den WF anderer Einheiten (Hoekstra et al., 2011)

Vielfach werden für einzelne Produktionsprozesse und Produkte von Seiten des Water Footprint Networks Angaben zum WF gemacht. Für detailliertere Untersuchungen wird es jedoch erforderlich sein, eigene Berechnungen durchzuführen. Zum einen ist es für den Vergleich unterschiedlicher Produktionsweisen oder Produkte erforderlich, mit einheitlichen Ansätzen zu rechnen, und zum anderen sind die Berechnungsergebnisse des WF auch von lokalen Produktionsbedingungen abhängig. Zur Berechnung des grünen und blauen WF ist es in erster Linie erforderlich, die Evapotranspiration bzw. Transpiration während eines Produktionsprozesses zu erfassen. Speziell für die landwirtschaftliche Produktion stehen hier eine Reihe von Modellen zur Verfügung, über die der zeitliche Verlauf des Pflanzenwasserbedarfs und in Gegenüberstellung zum Niederschlag auch der Bewässerungsbedarf berechnet werden können (z.B. CROPWAT; FAO, 2010). Speziell beim Bewässerungsbedarf (blauer WF) kann es hier jedoch zu erheblichen Überschätzungen kommen, sodass mit Hilfe von Angaben zum tatsächlichen genutzten Bewässerungswasser deutlich realistischere Ergebnisse erreicht werden können (Thaler et al., 2012).

Für die Berechnung des grauen WF werden Emissionsfrachten sowie Hintergrundkonzentrationen und Grenzwerte von gewässerrelevanten Stoffen benötigt. Emissionsfrachten von Punkteinleitungen (z.B. industrielle Emittenten) sind oft vorhanden. Wesentlich problematischer stellt sich die Ermittlung von Emissionsfrachten über diffuse Eintragspfade dar. Hier muss entweder auf stark vereinfachte Emissionsabschätzungen oder aufwendige Emissionsmodellierungen zurückgegriffen werden. Auch die Festlegung von Grenzwerten und Hintergrundkonzentrationen für die Berechnung des grauen WF ist problematisch, da Grenzwerte regionalspezifisch festgelegt bzw. in vielen Ländern gar nicht vorhanden sind. Auf diese Problematik soll in Kapitel 4.2 noch näher eingegangen werden.

3.3 Bewertung der Nachhaltigkeit des Water Footprints (WF sustainability assessment)

Die Höhe des WF eines Produktionsprozesses, eines Produktes, einer Region oder von Konsumenten alleine reicht nicht aus, um zu beurteilen, ob mit dem WF Probleme verbunden sind. Um eine entsprechende Bewertung durchführen zu können, ist es erforderlich, entsprechende Bewertungskriterien zu definieren. Hoekstra et al. (2011) gehen von drei primären Bewertungskriterien aus, um ein nachhaltiges Handeln zu identifizieren (Abbildung 5):

⇒ Keine Übernutzung der lokalen bzw. regionalen Wasserressourcen

- ⇒ Kein erhöhter WF für einen Produktionsprozess bzw. für die Produktion von Produkten im Vergleich zu wirtschaftlich vertretbaren Verbesserungen bzw. Alternativen
- ⇒ Kein erhöhter WF eines oder mehrerer Konsumenten im Vergleich zu einem im weltweiten Kontext fairen pro Kopf Verbrauch

Werden diese Nachhaltigkeitskriterien nicht eingehalten, kann dies zu einer Beeinträchtigung der ökologischen, sozialen oder wirtschaftlichen Nachhaltigkeit führen, wobei unter Beeinträchtigung der ökologischen Nachhaltigkeit z.B. die Beeinträchtigung des Gewässerzustandes oder Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme zu verstehen sind. Beeinträchtigungen der sozialen Nachhaltigkeit sind gegeben, wenn Beeinträchtigungen von Wasserressourcen z.B. zu einer eingeschränkten Nutzbarkeit für die menschlichen Grundbedürfnisse führen, und Beeinträchtigungen der wirtschaftlichen Nachhaltigkeit, wenn z.B. die Möglichkeiten einer wirtschaftlichen Entwicklung durch Übernutzung von Wasserressourcen langfristig eingeschränkt werden.

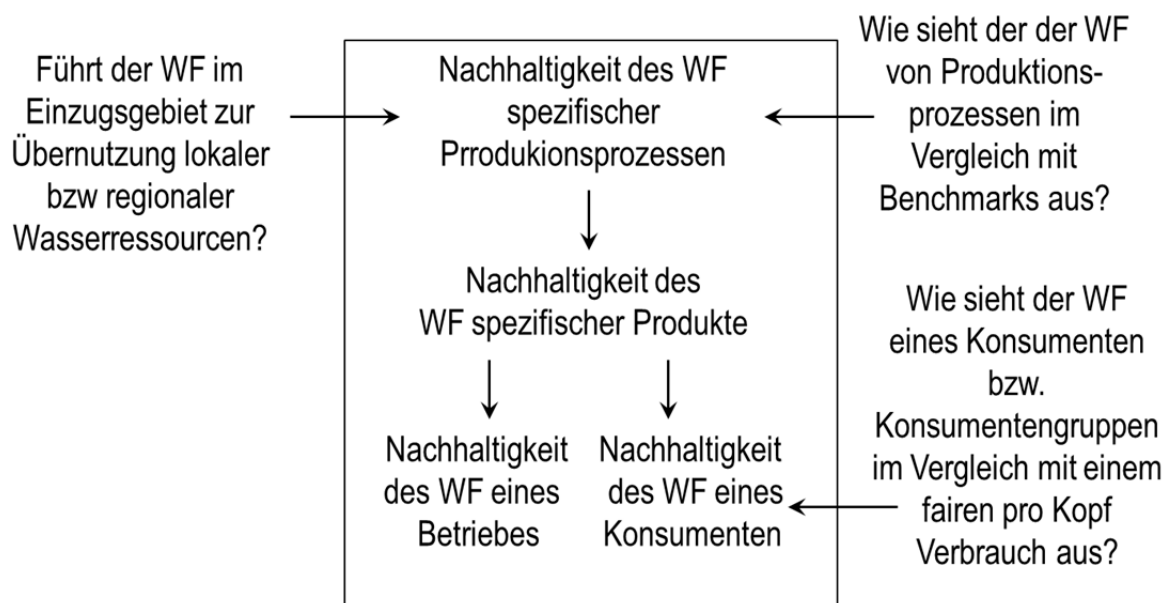


Abbildung 5: Nachhaltigkeitskriterien für die Bewertung des WF (Hoekstra, 2014)

Betrachtet man das erste Nachhaltigkeitskriterium, so ist dies eine klassische wasserwirtschaftliche Aufgabenstellung. Dabei werden Fragen der Wassermengenwirtschaft (grüner und blauer WF) gemeinsam mit Fragen der Wassergütwirtschaft (grauer WF) behandelt. Für die Frage der Übernutzung ist dabei neben der räumlichen Komponente auch die zeitliche Komponente zu berücksichtigen. So kann es auch in Monaten erhöhten Wasserbedarfes oder reduzierter Wasserverfügbarkeit zu temporärer Wasserknappheit kommen. Dies

ist für den blauen WF beispielhaft in Abbildung 6 dargestellt. Während in den Monaten Jänner bis April das natürliche Wasservorkommen den blauen WF bei weitem übertrifft, kommt es ab dem Monat Mai zu einem Wassermangel. Der blaue WF übersteigt das nutzbare Wasservorkommen, wobei dieses im dargestellten Fall mit 20% des natürlichen Abflusses angenommen wurde. In Hinblick auf den grauen WF bedeutet eine Übernutzung der regionalen Wasservorkommen im Wesentlichen eine Überschreitung der jeweiligen chemisch/physikalischen Qualitätsziele. Einschränkend muss dabei erwähnt werden, dass der WF lediglich Fragen der Wasserknappheit und der Wasserverschmutzung berücksichtigt. Andere Fragen, wie z.B. solche der Abflussbeschleunigung in Hinblick auf den Hochwasserschutz, werden durch den WF nicht behandelt.

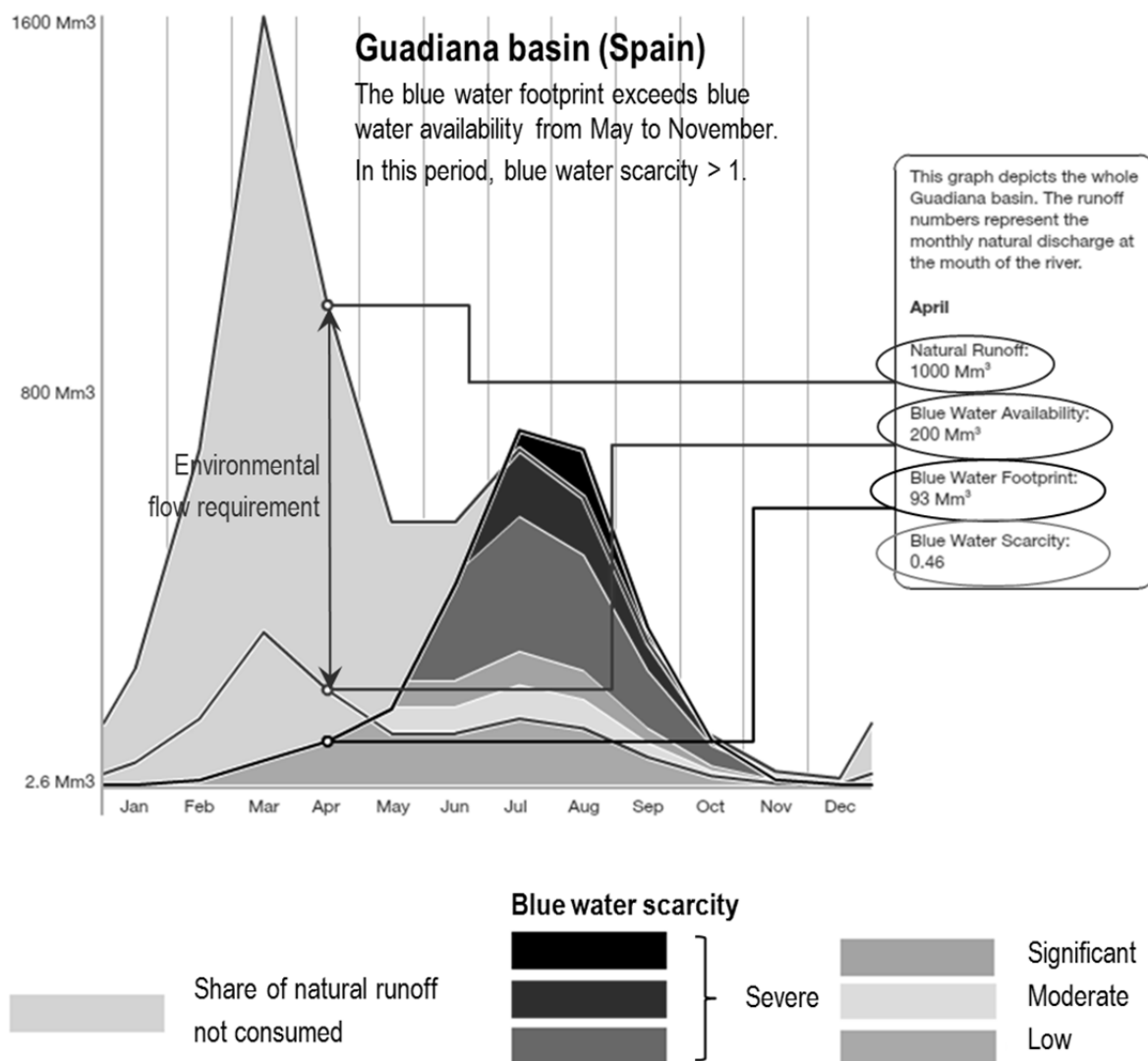


Abbildung 6: Die zeitliche Entwicklung des blauen WF im Vergleich zum Wasservorkommen im Guadiana-Einzugsgebiet in Spanien (Hoekstra, 2014)

Auch das zweite Nachhaltigkeitskriterium ist ein aus der herkömmlichen Umweltpolitik bekannter Ansatz. Im Wesentlichen handelt es sich hier um eine Erweiterung der Begriffe Stand der Technik bzw. Best Available Means (Emissionsprinzip) auf den Water Footprint. Jeder Produktionsprozess soll seinen WF soweit optimieren, wie dies mit einem wirtschaftlich vertretbaren Aufwand möglich ist.

Eine deutliche Erweiterung klassischer wasserwirtschaftlicher Betrachtungsweisen ist das dritte Nachhaltigkeitskriterium. Es geht davon aus, dass die Belastbarkeit der Wasserressourcen (grauer WF), die Verfügbarkeit von Süßwasserressourcen (blauer WF) aber auch Regenwasser in Verbindung mit fruchtbarem Boden (grüner WF) nicht nur regional, sondern auch weltweit begrenzt sind, und so die Produktionskapazitäten auf der Erde limitieren. In Hinblick auf eine weltweite Verteilungsgerechtigkeit soll daher eine überproportionale Nutzung des verfügbaren WF durch einzelne Konsumentengruppen vermieden werden, weil dies zu Einschränkungen des Entwicklungspotentials anderer führen kann. Damit adressiert dieses Kriterium nicht spezifische Regionen oder Produktionsprozesse, sondern die Konsumenten und fordert, dass der einzelne durch seinen Konsum keinen höheren WF verursacht, als es im fairen Ausgleich mit anderen Konsumenten vertretbar ist.

Dieser durchaus richtige und überaus wichtige Ansatz führt in der praktischen Bewertung jedoch zu erheblichen Schwierigkeiten, von denen hier einige erwähnt werden. Wie lässt sich der verfügbare WF weltweit belastbar ableiten, wenn die erheblichen methodischen Probleme bei der Berechnung des WF berücksichtigt werden? Wie kann ein fairer pro Kopf Verbrauch abgeleitet werden, wenn die unterschiedlichen Lebenssituationen unterschiedlicher Bevölkerungsgruppen berücksichtigt werden? Wie geht man damit um, dass es vielfach eben nicht nur um die Höhe des WF geht, sondern sehr wohl auch spezifische Produktionseigenheiten von Bedeutung sind (z.B. Weidenutzung ohne Bewässerung – der verbrauchte WF wäre zu einem wesentlichen Teil nicht für andere Nutzungen verfügbar)? Hier sind noch einige Herausforderungen zu meistern, um dieses Kriterium immer gezielter anwenden zu können.

3.4 Maßnahmenstrategien

Unabhängig von diesen Detailfragen weist der Ansatz zur Berücksichtigung der weltweit begrenzten nutzbaren Wassermengen jedenfalls auf eine wichtige Problematik hin. Geht man nun von einer weiter wachsenden Weltbevölkerung aus (derzeitige Prognosen gehen von einer Stabilisierung der Weltbevölkerung bei 9–10 Milliarden aus) und berücksichtigt den berechtigten Anspruch auf steigenden Lebensstandard in vielen Weltgegenden, so liegt bereits auf dem

derzeitigen Wissensstand die Annahme nahe, dass der WF der Bevölkerung in den industrialisierten Ländern im Mittel den fairen pro Kopf Verbrauch übersteigt und daher generell eine Reduktion des WF bei Produktion und Konsum anzustreben ist. Jedoch ist natürlich auch hier zu berücksichtigen, dass nicht nur Wasser eine begrenzte Ressource auf der Erde ist und eine Verringerung des WF nicht zu einem übermäßigen Anstieg des Verbrauches anderer Ressourcen führen sollte.

4 Diskussion methodischer Fragestellungen

4.1 Berechnung des grauen WF

Der Water Footprint ist ein relativ junges Instrument der Wasserwirtschaft und der Umweltwissenschaften. Seit seiner Entwicklung und Bekanntmachung durch Hoekstra und Hung (2002) wurde er jedoch auch in der breiteren Öffentlichkeit als Instrument zur Bewertung von Produktionsweisen, Produkten und des persönlichen Lebensstils wahrgenommen. So entstand bereits eine Vielzahl von Studien basierend auf diesem Konzept und werden auch Water Footprint-Rechner im Internet angeboten, über die jeder seinen eigenen Water Footprint berechnen kann. Trotzdem besteht nach wie vor eine Reihe von offenen Fragen in Hinblick auf die Berechnungsmethodik und die Interpretation der Ergebnisse. Im Folgenden sollen diesbezüglich zwei Beispiele näher erläutert werden.

Die Berechnungsmethoden des blauen und grünen Water Footprints sind schon recht weit ausgereift. Die Berechnung des grauen WF ist grundsätzlich banal (siehe Kapitel 2). Trotzdem bestehen bei der Berechnung des grauen WF noch sehr große Unsicherheiten, die auf ungelöste methodische Fragen und die Komplexität der fachlichen Hintergründe zurück zu führen sind. Drei Problembereiche können dabei identifiziert werden:

- ⇒ Auswahl der Parameter
- ⇒ Auswahl von Grenzwerten und Hintergrundkonzentrationen
- ⇒ Berechnung diffuser Emissionen

Unterschiedliche Produktionsprozesse führen zu Emissionen unterschiedlichster Stoffe. Während sich der Gewässerschutz lange Zeit überwiegend mit Kohlenstoff- (C), Stickstoff- (N) und Phosphorparametern (P) auseinander gesetzt hat, sind in letzter Zeit verschiedenste anorganische und organische Spurenstoffe in den Fokus der Betrachtungen gerückt. Bei den Water Footprint-Studien der ersten Generation waren es bei Punktquellen die C-, N- und P-Parameter, die für die Berechnung des grauen WF herangezogen wurden. Bei

den aus der landwirtschaftlichen Produktion verursachten grauen WFs waren es dagegen im Wesentlichen diffuse Stickstoffemissionen aus den Flächen, welche in die Berechnung Eingang gefunden haben. Werden hier zusätzlich Phosphoremissionen oder in der landwirtschaftlichen Produktion eingesetzte Pflanzenschutzmittel berücksichtigt, kann sich das massiv (im Bereich von einer 10er Potenz und mehr) auf die Rechenergebnisse des grauen WF auswirken. In Abbildung 7 ist ein Beispiel einer entsprechenden WF-Berechnung dargestellt.

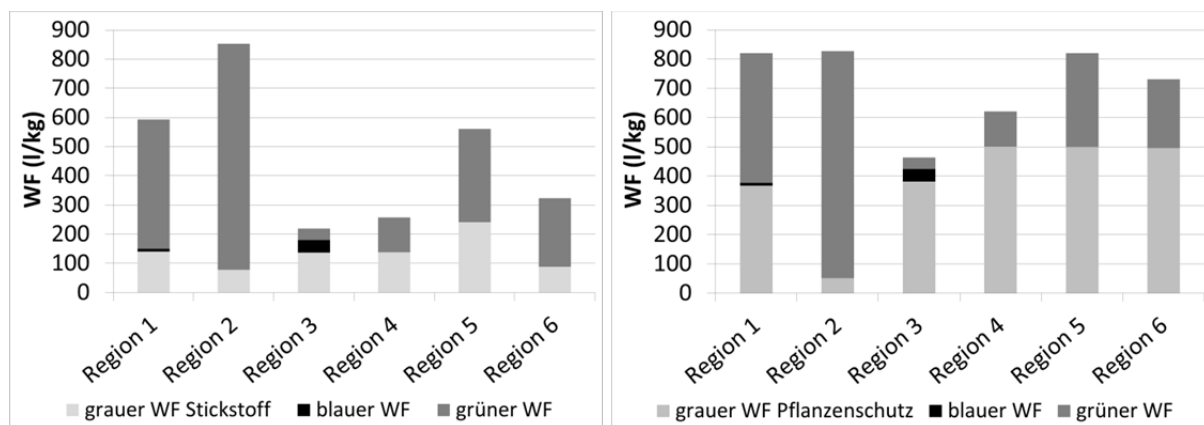


Abbildung 7: WF eines Produktes bei der Produktion in unterschiedlichen Regionen. Der graue WF wurde einmal auf Basis einer abgeschätzten Emissionsfracht von 10 % des Stickstoffdüngermiteinsatzes (links) und einmal unter Berücksichtigung der Emissionen an Pflanzenschutzmitteln nach der von Franke et al. (2013) vorgeschlagenen Methodik (rechts) gerechnet.

Für die Hintergrundbelastung fehlen international vielfach Angaben, die eine großräumige Anwendung von WF-Berechnungen erleichtern würden. Für die Ergebnisse des WF sind diese Angaben jedoch von geringerer Bedeutung. Wesentlich bedeutender für die Berechnungsergebnisse ist die Auswahl der angesetzten Grenzwerte. Die Problematik der Auswahl von für die Berechnung des grauen WF verwendeten Grenzwerten liegt darin, dass international keine einheitlichen Festlegungen für Anforderung an die Wasserqualität bzw. den Gewässerzustand bestehen. In vielen Ländern fehlen entsprechende Grenzwertfestlegungen generell oder sie basieren auf unterschiedlichen Systematiken. Auch ist zu berücksichtigen, dass bereits auf Grund unterschiedlicher Typologien von Gewässern unterschiedliche Anforderungen an Gewässer gestellt werden, wie das auch im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie für die sogenannten allgemein chemisch/physikalischen Parameter (z.B. DOC, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$) unter anderem in Österreich implementiert wurde.

Für die Berechnung des grauen WF ergibt sich daraus vor allem bei internationalen Studien und bei Vergleichen des WF in verschiedenen Ländern die Fragestellung, basierend auf welchen Grenzwerten die Berechnung

durchgeführt werden soll. Die Studien der ersten Generation beschränkten sich wiederum auf die Betrachtung des Stickstoffes und eines (Trinkwasser-) Grenzwertes von 50 mg NO₃/l. Auch hier können deutlich unterschiedliche graue WFs errechnet werden, wenn regional- oder nationalspezifische Qualitätsziele für Grundwasser und Fließgewässer angewendet werden.

Die größte Herausforderung im Rahmen der Berechnung des grauen WF stellt jedoch die Erhebung der diffusen Emissionen dar, speziell, wenn sich entsprechende Untersuchungen nicht nur auf Stickstoff beschränken wollen, sondern z.B. auch Phosphor, Schwermetalle oder Pflanzenschutzmittel mitbetrachtet werden. Entsprechende Berechnungen stellen schon auf regionalspezifischer Ebene eine Herausforderung dar, die mit nicht unerheblichen Unsicherheiten behaftet sind. Diese Problematik erhöht sich, wenn im Rahmen einer Studie zur Berechnung des WF verschiedene Weltgegenden betrachtet werden und die Untersuchungen auf einzelne landwirtschaftliche Produkte fokussiert sind. Studien der ersten Generation behelfen sich mit einem stark vereinfachten Ansatz, bei dem die aufgebrachte Menge an Düngemitteln oder Pflanzenschutzmitteln mit einem fixen Emissionsfaktor multipliziert wurde, um die Emissionsfracht zu errechnen. Zumeist wurde dabei wiederum lediglich Stickstoff (Nitrat) mit einem Emissionsfaktor von 10% der aufgebrachten Stickstoffdüngemittelmenge berücksichtigt. Es ist klar, dass die Berücksichtigung anderer Parameter und komplexerer Emissionsbetrachtungen unter Berücksichtigung von Ernteentzug, Abbau/Denitrifikation, Retention etc. zu deutlich abweichenden Ergebnissen führen kann (Abbildung 7).

Eine entsprechende Vereinheitlichung der Berechnungsansätze stellt nach wie vor eine große Herausforderung dar und es ist in Hinblick auf die Vergleichbarkeit der Angaben in unterschiedlichen Studien eine große Vorsicht angebracht. Aus diesem Grunde wurde von Seiten des Water Footprint Networks eine Arbeitsgruppe gebildet und eine Richtlinie zur Vereinheitlichung der Berechnungen zum grauen WF erarbeitet (Franke et al., 2013). Hier wird versucht, eine allgemein anwendbare Vorgangsweise zu entwickeln. Es ist jedoch noch offen, inwieweit sich diese Vorgaben in der Praxis bewähren können.

4.2 Der grüne Water Footprint

Der grüne Water Footprint ist als Regenwassermenge, die im Zuge eines Produktionsprozesses verdunstet oder in das Produkt eingebaut wird, definiert. Dies spielt vor allem bei der landwirtschaftlichen Produktion eine wesentliche Rolle, welche zumeist den Gutteil des grünen WF, der bei der Herstellung von

Produkten entsteht, verursacht. Die Diskussion um den grünen WF entzündet sich nun an der Tatsache, dass auch eine natürliche Vegetation zur Verdunstung von Regenwasser führt, wobei die jeweiligen Wassermengen bei einer natürlichen Vegetation im Vergleich zu einer landwirtschaftlichen Nutzung durchaus in derselben Größenordnung oder darüber liegen können. Daher stellt sich eine Reihe von Fachleuten auf den Standpunkt, dass es nicht sinnvoll sei, den gesamten grünen WF für eine Produktion von landwirtschaftlichen Produkten in Rechnung zu stellen, wo sich doch die verdunstete Wassermenge nicht oder nur zum Teil aus der jeweiligen Produktion begründen lässt. Als Alternative wird ein grüner Netto- (net green) WF vorgeschlagen, der nur die Verdunstung jener Regenwassermenge als WF in Rechnung stellt, die durch die landwirtschaftliche Produktion zusätzlich zur Verdunstung durch die natürliche Vegetation entsteht. Die Entwickler des WF-Konzeptes sowie das Water Footprint Network halten jedoch sehr konsequent an der Idee des grünen WF fest, den sie für ein wesentliches Element der WF-Untersuchungen halten.

Der Hintergrund für diese Auffassungsunterschiede dürfte darin liegen, dass den Überlegungen des WF unterschiedliche Nachhaltigkeitskriterien zu Grunde liegen. Einer der Nachhaltigkeitsgedanken ist die Vermeidung einer Übernutzung der lokalen bzw. regionalen Wasserressourcen. Die Summe der Produktionsprozesse in einem (Teil-)Einzugsgebiet soll nicht zu einer Verknappung oder übermäßigen Verschmutzung der regionalen Wasserressourcen führen. Diese klassische wasserwirtschaftliche Betrachtungsweise führt zweifellos zu dem Schluss, dass eine Verstärkung der Wasserverknappung in einer Region nur dann zu erwarten ist, je nachdem wie weit die Verdunstungsleistung der landwirtschaftlichen Produktion jene der natürlichen Vegetation übersteigt.

Anders ist die Situation bei Betrachtung der anderen Nachhaltigkeitsüberlegung, die dem Water Footprint-Konzept zu Grunde liegt. Hier wird davon ausgegangen, dass die Produktionskapazität der Erde durch Verfügbarkeit von Wasser, aber auch durch das Zusammenspiel der Verfügbarkeit von Wasser und fruchtbarem Boden, begrenzt ist. Insofern steht die Produktion eines Produktes mit jener eines anderen Produktes auf derselben Fläche in Konkurrenz. Werden z.B. in einer Region Produkte für den Export produziert, so kann auf der jeweiligen Fläche die Produktionskapazität des verfügbaren Wassers nicht mehr für die Nahrungsmittelproduktion der lokalen Bevölkerung genutzt werden, auch wenn Wassermangel nicht das Problem der betrachteten Region ist. Daher ist auch der grüne WF eines Produktes, welcher nicht in einer von Wassermangel betroffenen Region anfällt, im Gesamtzusammenhang der Produktionsbegrenzung relevant und kann nicht vernachlässigt werden.

Werden nun Zahlen zum Water Footprint unterschiedlicher Produkte veröffentlicht, ist bei der Interpretation jedenfalls zu berücksichtigen, dass ein hoher (grüner) WF nichts darüber aussagt, ob das jeweilige Produkt lokal oder regional zu einer Übernutzung der Wasserressourcen beiträgt. Die jeweilige Zahl ist lediglich ein Hinweis darauf, wieweit dieses Produkt im Vergleich mit anderen Produkten viel oder wenig von der durch Wasserverfügbarkeit begrenzten Produktionskapazität der Erde ausnutzt. Aussagekräftiger ist bereits die Betrachtung der unterschiedlichen Farben des WF. Für die Frage der regionalen Relevanz des WF muss jedoch zusätzlich die Herkunft des Produktes berücksichtigt werden.

5 Anwendungsbeispiele

Im ersten Beispiel wird eine WF-Berechnung auf der Produktebene dargestellt. Es wird der WF einer herkömmlichen Ernährung mit einem üblichen Anteil an Fleisch mit einer vegetarischen Ernährung ohne Fleisch aber mit tierischen Produkten in Form von Eiern und Milch verglichen (Tabelle 1). Für die herkömmliche Ernährung wird ein gesamter WF von 3570 Litern pro Tag berechnet. Der erste Hinweis, den diese Ergebnisse liefert, besteht darin, dass dieser Wert deutlich höher als der Wasserbedarf mit dem im Bereich der Wasserversorgung pro Einwohner gerechnet wird (150–200 Liter pro Tag) liegt. Der gesamte Wasserbedarf eines Menschen wird daher stark durch die Nahrungsmittelproduktion beeinflusst.

Tabelle 1: Vergleich des Water Footprints einer für Industriestaaten herkömmlichen Ernährung mit dem Water Footprint einer vegetarischen Ernährung

Herkömmliche Ernährung	kcal/Tag	Liter/kcal	Liter/Tag	Vegetarische Ernährung	kcal/d	Liter/kcal	Liter/Tag
tierische Herkunft	700	3.5	2450	tierische Herkunft	200	3.5	700
pflanzliche Herkunft	1600	0.7	1120	pflanzliche Herkunft	2100	0.7	1470
Gesamt	2300		3570	Gesamt	2300		2170

Im Vergleich mit dem WF der herkömmlichen Ernährung beträgt der WF der vegetarischen Ernährung mit 2170 Litern pro Tag um knapp 40 % weniger (Tabelle 1). Im Vergleich mit dem vom Water Footprint Network (2015) angegebenen mittleren globalen WF von 3300 Liter pro Tag liegt man in den Industriestaaten alleine mit der herkömmlichen Ernährung schon über dem

weltweiten Mittel, ohne dass andere Konsumgüter mitberücksichtigt werden. Da diese Darstellung jedoch nichts über die Herkunft der konsumierten Produkte aussagt, kann damit auch nicht ausgesagt werden, ob die Produktion regional zu einer Übernutzung der Wasserressourcen führt oder nicht. Die Darstellung ist lediglich ein Hinweis darauf, dass über den Konsum von tierischen Produkten ein größerer Anteil am global vorhandenen Produktionsvolumen ausgeschöpft wird als beim Konsum pflanzlicher Produkte und dass der WF einer herkömmlichen Ernährung im globalen Kontext eines fairen pro Kopf Verbrauches bereits einen hohen Verbrauch darstellt.

Das zweite Beispiel geht der regionalen Zuordnung des WF nach. Damit wird bereits ein Hinweis in Hinblick auf die regionale Übernutzung der Wasserressourcen gegeben. Die Abbildung 8 zeigt die regionale Verteilung des durch die Baumwollproduktion für die EU-25-Staaten verursachten blauen Water Footprints.

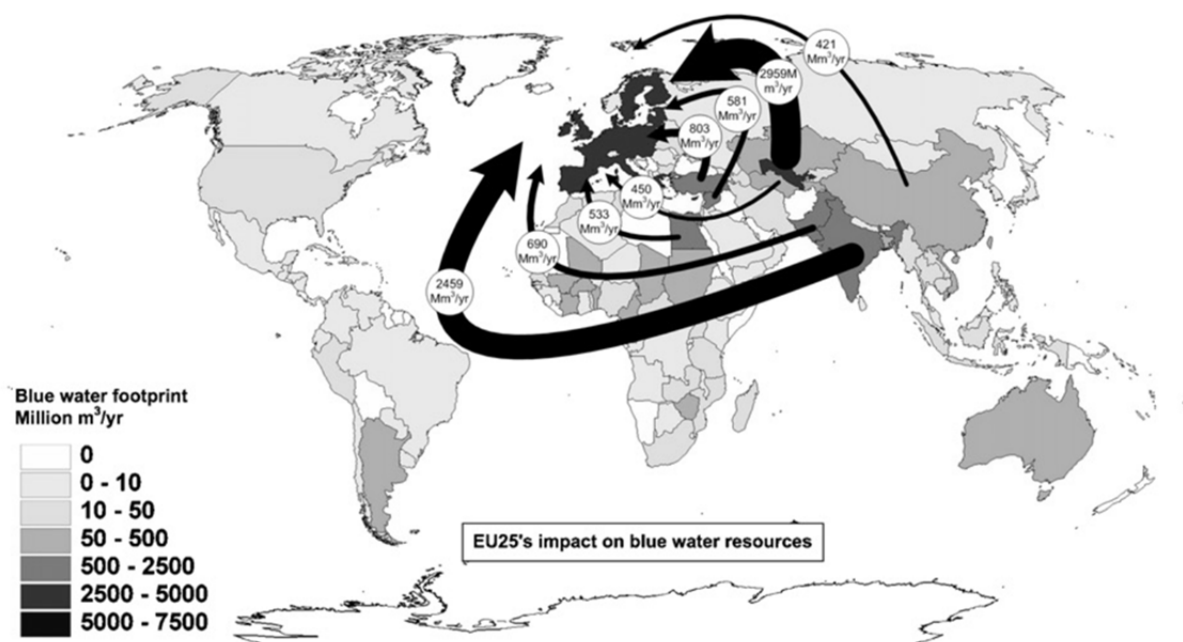


Abbildung 8: Regionale Verteilung des durch die Baumwollproduktion für die EU-25-Staaten verursachten blauen Water Footprints (Grauschattierung der Länder). Die Abbildung zeigt zudem zur Verdeutlichung die über Baumwollimporte aus den relevantesten Ländern ausgelösten Ströme an virtuellem Wasser in die EU-25-Staaten (Chapagain et al., 2006)

Es zeigt sich, dass der blaue WF der Baumwollproduktion für die EU-25-Staaten schwerpunktmäßig in Ländern Nordafrikas und Asiens verursacht wird. Hotspots sind dabei Indien und Usbekistan. In Indien werden etwa 1/3 der Baumwollpflanzungen bewässert und liegen in wasserwirtschaftlich problematischen Gebieten. Usbekistan beeinflusst mit seinem Wasserbedarf das wasserwirtschaftlich extrem sensible Gebiet des Aralsees. Der Bewässerung von

Baumwolle wird beim Absinken des Wasserspiegels eine wesentliche Rolle zugeschrieben. Die Untersuchungen liefern damit klare Hinweise, dass der Baumwollverbrauch in der EU wasserwirtschaftlich sensible Regionen mitbeeinflusst.

Die Ergebnisse eines weiteren Beispiels für die Nutzung des Water Footprints sind in Abbildung 9 dargestellt. Hier wurde in einem ersten Schritt der Water Footprint der Zuckerproduktion in verschiedenen Regionen Europas berechnet. Es wurden drei Regionen in Spanien (ES1–3), eine Region in Frankreich (FR), eine im Vereinigten Königreich (UK), eine grenzüberschreitende Region in Belgien bzw. im Süden der Niederlande und zwei rumänische Regionen (RO1+2) untersucht. In einem zweiten Schritt wurde bewertet, wie weit es in der jeweiligen Region zu einer Übernutzung der Wasserressourcen in Hinblick auf Wasserknappheit (Quantity) und Gewässerbelastung (Nitrate Groundwater, Nitrate Surface Water, Ammonia Surface Water, BOD Surface Water und Total P Surface Water) kommt und wie weit die Zuckerproduktion für die jeweilige Problematik relevant ist.

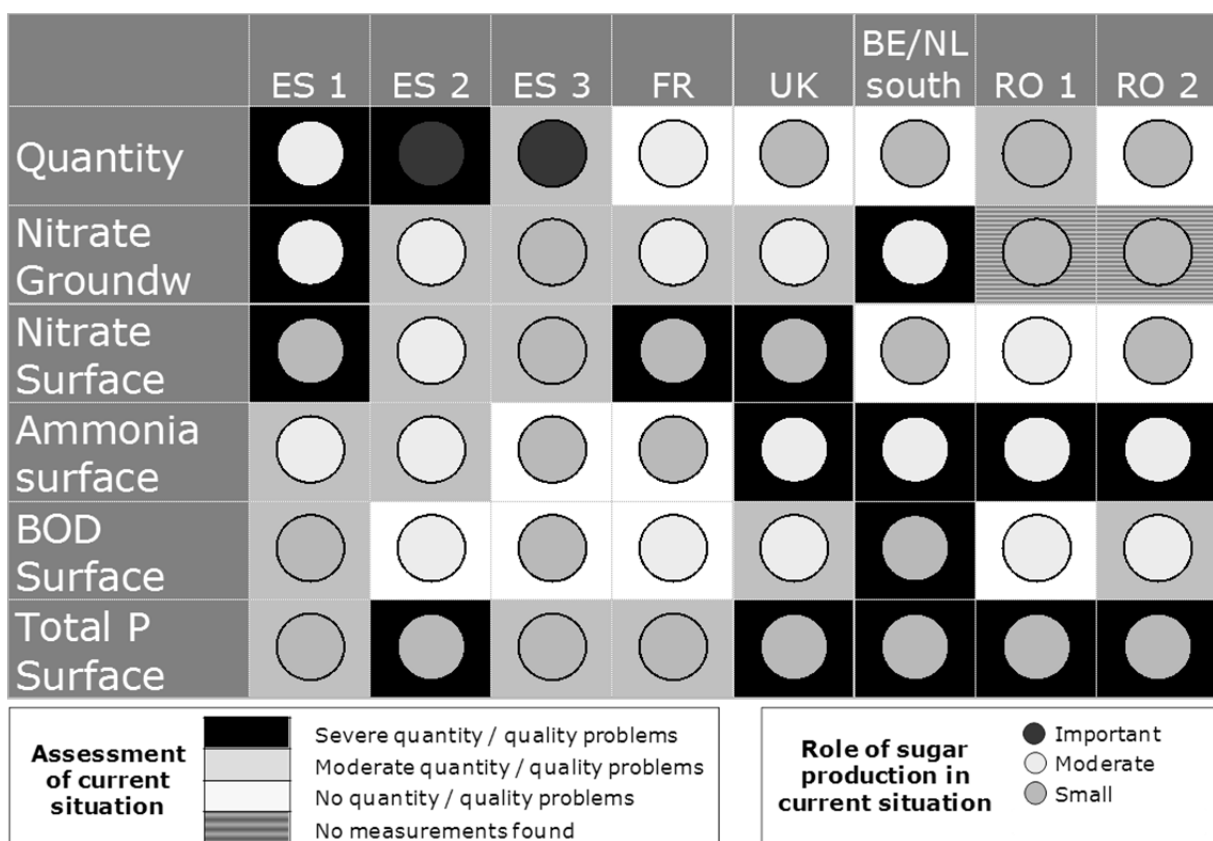


Abbildung 9: Bewertung der Nachhaltigkeit der Water Footprints der Zuckerproduktion in unterschiedlichen Einzugsgebieten in Europa (Coca-Cola Europe, 2011)

Die Ergebnisse zeigen, dass lediglich in zwei spanischen Regionen ernste Probleme in Hinblick auf eine mengenmäßige Übernutzung der Ressource

Wasser auftreten. Ebenfalls zwei Regionen haben Nitratprobleme im Grundwasser, in Oberflächengewässern jedoch drei Nitratprobleme, vier Ammoniumprobleme und fünf Phosphorprobleme. Der Beitrag der Zuckerproduktion zum jeweiligen Problem ist zumeist gering oder lediglich mäßig. In zwei Regionen trägt die Zuckerproduktion jedoch wesentlich zum gesamten blauen WF bei, eine von diesen beiden Regionen weist zudem eine ernste mengenmäßige Übernutzung der Wasserressourcen auf. Hier können gezielte Maßnahmen in der Zuckerproduktion eine deutliche Verbesserung der lokalen Situation bewirken. In anderen problematischen Gebieten wird dies nur im Zusammenspiel mit anderen Produktionszweigen möglich sein.

6 Schlussfolgerungen

Der Water Footprint stellt ein relativ junges Instrument der Umweltwissenschaft dar, hat jedoch auch in der breiten Öffentlichkeit bereits Aufmerksamkeit erfahren.

Entscheidend beim Umgang mit WF-Untersuchungen ist, dass die Berechnung des WF nur einen Schritt darstellt, und jedenfalls im Lichte von Zielen und Betrachtungsrahmen der Untersuchungen sowie definierten Nachhaltigkeitskriterien zu bewerten ist.

Der WF ist auf die Beurteilung von Wasserknappheit und Wasserverschmutzung beschränkt. Für andere Aspekte der Wasserwirtschaft wie z.B. Hochwasserschutz ist der WF nicht anwendbar.

Methodisch bestehen bei der Bewertung des grünen WF und bei der Berechnung des grauen WF noch offene Fragen und Diskussionsbedarf.

Trotz dieser Einschränkungen hat sich der WF bereits als wichtiges Instrument bei der Bewusstseinsbildung in Hinblick auf die Bedeutung des Wasserbedarfes bei der Produktion von Lebensmitteln und anderen Produkten der landwirtschaftlichen Produktion sowie bei der Darstellung von virtuellen Wasserströmen, die mit internationalem Handel verbunden sind, bewährt.

Über das Water Footprint Network gibt es auch eine starke Plattform, die versucht, die Nutzung des WF für andere Aspekte von WF-Untersuchungen wie die Identifikation von Risikoregionen in Hinblick einer Übernutzung von Wasserressourcen, die Entwicklung von Maßnahmenstrategien zur optimierten Wassernutzung und die Ableitung quantitativer Ziele zur Beschränkung der Wassernutzung voranzutreiben.

7 Literatur

- Allan, J.A. (1993) Fortunately there are substitutes for water otherwise our hydro-political futures would be impossible. ODA 13-26.
- Chapagain, A.K., Hoekstra, A.Y., Savenije, H.H.G. and Gautam, R. (2006) The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. *Ecological Economics*, 60(1): 186-203.
- Coca-Cola Europe (2011) Towards sustainable sugar sourcing in Europe, Water footprint sustainability assessment (WFSA). S.A. Coca-Cola Services N.V., Chaussee de Mons 1424 Steenweg op Bergen, 1070 Brussels, Belgium.
- FAO (2010) CROPWAT 8.0 model. FAO, Rome;
http://www.fao.org/nr/water/infores_databases_cropwat.html (Zugriff 16. März 2010).
- Franke, N.A., Boyacioglu, H. and Hoekstra, A.Y. (2013) Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines. *Value of Water Research Report Series* No. 65, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands.
- Hoekstra, A.Y. (2014) Water Footprint Assessment, an introduction. University of Twente, The Netherlands; <http://www.waterfootprint.org/> (Zugriff 10. Februar 2015).
- Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M. and Mekonnen, M.M. (2011) The Water Footprint Assessment Manual. Earthscan, London, Washington DC.
- Hoekstra, A.Y. and Hung, P.Q. (2002) Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. *Value of Water Research Report Series* No. 11, IHE, Delft, The Netherlands.
- Thaler, S., Zessner, M., Bertrán de Lis, F., Kreuzinger, N. and Fehring, R. (2012) Considerations on methodological questions of the water footprint calculations. *Water Science and Technology*, Volume 65, Issue 7, 2012, Pages 1258-1264.
- Water Footprint Network (2015) Homepage; <http://www.waterfootprint.org/> (Zugriff 10. Februar 2015).

Korrespondenz an:

Matthias Zessner

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU-Wien
Karlsplatz 13, 1040 Wien

Tel.: 0043 1 58801 22616

Mail: mzessner@iwag.tuwien.ac.at

Redundante Prüfung von KA-Betriebsdaten als Basis für weitergehende Betrachtungen

André Spindler

hydrograv GmbH, Dresden, Deutschland

Abstract: Redundante Informationen bilden die Grundlage für jede Datenprüfung. Bei der Anwendung der kontinuierlichen Bilanzierung wird zur Bewertung von Kläranlagenbetriebsdaten neben der strukturellen auch die zeitliche Komponente als zusätzliche Information herangezogen. Dadurch gelingt eine deutlich zuverlässigere Unterscheidung von Zeiträumen mit guter Datenqualität von solchen mit geringer Datenqualität. Kläranlagenbetreiber werden damit grundsätzlich in die Lage versetzt, die Qualität ihrer täglich erfassten Messwerte kontinuierlich zu überprüfen und dadurch stets über einwandfreie Betriebsdaten zu verfügen. Um diesen Zustand auch in der Praxis zu erreichen, ist in den meisten Fällen eine gewisse Anpassung der Beprobungsstrategie erforderlich.

Key Words: data quality control; continuous balancing; temporal redundancy; structural redundancy

1 Redundanz in Messdaten

Die Beurteilung der Qualität von Messdaten, speziell Betriebsdaten von Kläranlagen, ist eine ständig wiederkehrende Herausforderung in allen Bereichen der Abwasserreinigung und wurde bereits wiederholt thematisiert (z.B. Schweighofer, 1994; Svardal et al., 1998; Spindler, 2011). Fazit dieser langen Beschäftigung mit dem Thema Datenqualität ist: Betriebsdaten können durchaus konsistent und zuverlässig, d.h. frei von systematischen Fehlern sein. In vielen Fällen sind sie es jedoch nicht. Jedenfalls steht die Qualität der erfassten Messdaten selten in einem vernünftigen Verhältnis zu den damit verbunden Betriebskosten in Höhe von 5-10% (Lindtner et al., 2008). Die Verantwortung für die Datenqualität liegt zwar bei den Kläranlagenbetreibern, sie stellt aber nur eine unter vielen Aufgaben dar und vermutlich selten die wichtigste. Dabei sollten Kläranlagenbetreiber nicht nur bestmögliche und gleichzeitig praktikable Messbedingungen (Probenahme, -transport, -aufbereitung und -analyse) schaffen, sondern ebenso die Überprüfbarkeit der

gewonnenen Daten sicherstellen. Dazu ist in den meisten Fällen eine leichte Anpassung der Beprobungsstrategie erforderlich. Die Organisation dieser Anpassung lässt sich jedoch hervorragend externalisieren, die zuverlässige Durchführung der Messungen bleibt dagegen stets eine interne Aufgabe.

Die Prüfung der Qualität von Betriebsdaten beruht stets auf der Redundanz von Information. Jeder Messwert stellt eine Information über eine Messgröße (Variable) dar. Diese Information kann verfälscht sein, ihre Richtigkeit lässt sich nur durch den Vergleich mit einer (oder mehreren) zusätzlichen Information(en) über die gleiche Messgröße prüfen. Dabei können solche Zusatzinformationen unterschiedlichen Anforderungen genügen.

In den Bereich der Plausibilitätsprüfung fallen alle Angaben von „typischen“ Wertebereichen sowie Abhängigkeiten verschiedener Messgrößen untereinander. Plausibilitätsprüfungen lassen sich meist sehr schnell und intuitiv durchführen. Sie verleiten jedoch mitunter zu einer Überbewertung der herangezogenen Zusatzinformation. *Plausibel* bedeutet nicht zwangsläufig „richtig“. Ebenso bedeutet *unplausibel* noch lange nicht „falsch“.

Im engeren Sinne sind hinsichtlich der Redundanz von Messwerten drei Konzepte zu unterscheiden (Abb. 1). *Wiederholungsmessungen* einer Messgröße mit der gleichen Messmethode sind zwar aufwendig, stellen jedoch meist die einzige Möglichkeit dar, die *zufällige Messunsicherheit* zu bestimmen. Für den allgemeinen Betrieb von Kläranlagen ebenso wie für die meisten daraus sich ergebenden Aufgaben ist die Kenntnis der zufälligen Messunsicherheit praktisch bedeutungslos. *Vergleichsmessungen* (gleiche Messgröße, andere Messmethode) können herangezogen werden, wenn Zweifel hinsichtlich *systematischer Messfehler*, das heißt an der Richtigkeit der Messwerte, bestehen. Einen praktisch relevanten Anwendungsfall von Vergleichsmessungen stellt die Überprüfung von Durchflussmengen dar. In den meisten Fällen sind jedoch auch Vergleichsmessungen zu aufwendig und werden daher im Folgenden nicht näher betrachtet.

Mehrfach- messungen

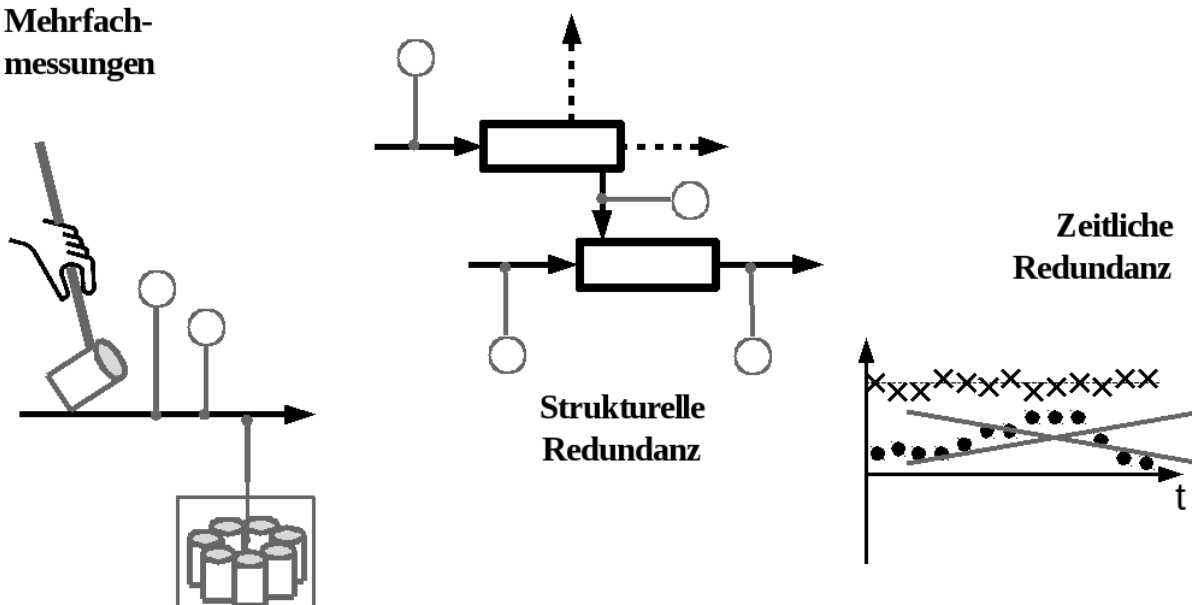


Abbildung 1: Unterteilung der möglichen Redundanz von Betriebsdaten

Eine zuverlässige Beurteilung der Qualität von Betriebsdaten stützt sich damit auf zwei Bereiche: Die *strukturelle* sowie die *zeitliche* Redundanz der Messungen. Strukturelle Redundanz beschreibt die Beziehungen zwischen gemessenen Stoffflüssen. Ihre praktische Anwendung wird gewöhnlich als Stoffflussbilanzierung bezeichnet. Zeitliche Redundanz in Kläranlagendaten entsteht durch das (regelmäßig) *wiederholte* Messen. In der Vergangenheit wurden Massenbilanzen stets für Mittelwerte über lange Zeiträume berechnet. Dies bedeutet jedoch einen Verzicht auf die Zusatzinformation in der zeitlichen Dimension, was drastische Fehlinterpretationen ermöglicht (Spindler, 2011). Diese gilt es, in Zukunft zu vermeiden. Einzeln betrachtete Messgrößen weisen jedoch keine zeitliche Redundanz auf, da die ihnen zugrunde liegenden Prozesse der Abwasserreinigung und Schlammbehandlung im Allgemeinen *instationärer* Natur sind, d.h. der nächste zu erwartende Messwert kann nicht auf Grundlage des (der) vorhergehenden Messwerte geschätzt werden. Erst durch die Betrachtung von Massenbilanzen im zeitlichen Verlauf entsteht ein *stationärer* Prozess mit bekanntem Erwartungswert. Daher ist die *strukturelle Redundanz* der zu prüfenden Messgrößen *Voraussetzung* für die Nutzung der *zeitlichen Redundanz* zur Bewertung der Datenqualität. Die strukturelle Redundanz kann durch eine optimierte Beprobungsstrategie erreicht werden.

2 Untersuchung der zeitlichen Redundanz

Zur Bewertung der Datenqualität auf Grundlage der strukturellen und zeitlichen Redundanz haben sich CUSUM-Kontrollkarten bewährt. Durch ihren Einsatz lassen sich Zeiträume guter bzw. schlechter Datenqualität eindeutig identifizieren und statistisch absichern. CUSUM-Kontrollkarten bilden eine spezielle kumulative Summe über den Verlauf einer (stationären) Größe mit bekanntem Erwartungswert. Dabei wird der kumulativen Summe eine „Tendenz zum Erwartungswert“ überlagert, wodurch die Signifikanz der Abweichung von diesem Erwartungswert quantifizierbar wird (für eine genaue Beschreibung siehe Spindler, 2011 und 2015). Den entscheidenden Schritt stellt der Übergang von einem instationären Prozess (die einzelnen Messgrößen im zeitlichen Verlauf) zu einem stationären Prozess dar. Dies gelingt durch die Berechnung täglicher Einzelbilanzen, welche einen bekannten Erwartungswert (den Bilanzierungsfehler, also Null) aufweisen. Dieses Vorgehen wird als *kontinuierliche Bilanzierung* bezeichnet. Es kann sowohl zur Bewertung historischer Daten als auch zur fortlaufenden Kontrolle täglich anfallender Messwerte angewendet werden. Die Herausforderungen bei der Berechnung der täglichen Einzelbilanzen werden im Folgenden näher erläutert.

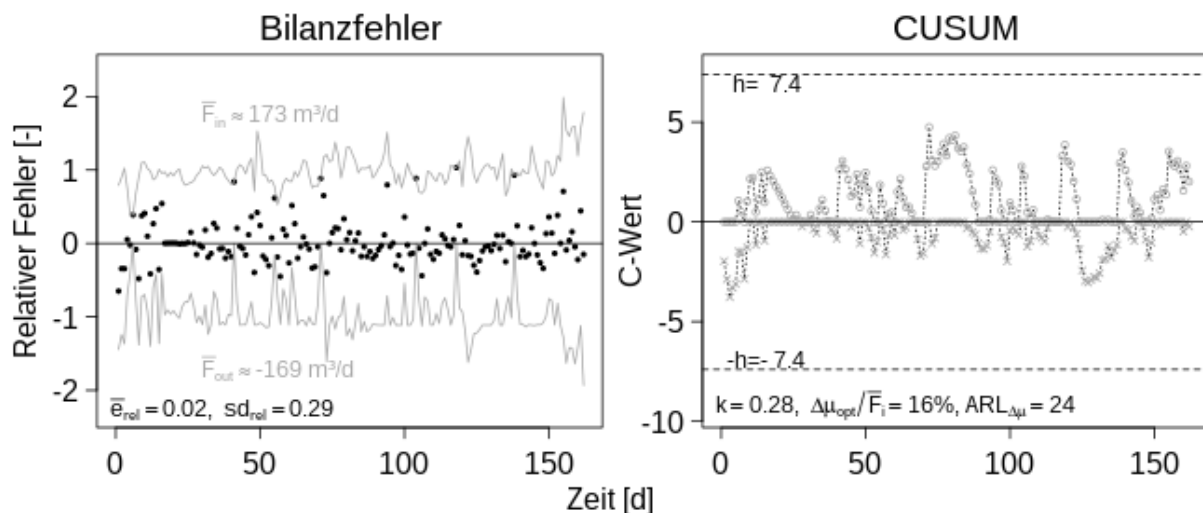


Abbildung 2: Relativer Fehler (links) und CUSUM-Kontrollkarte (rechts) der kontinuierlichen Mengenbilanz einer anaeroben Schlammbehandlung.

Abb. 2 zeigt zunächst die graphische Darstellung einer kontinuierlichen Mengenbilanz über eine anaerobe Schlammbehandlung. Im linken Teil der Abbildung sind die einzelnen relativen Fehler der täglichen Bilanzen dargestellt (schwarze Punkte). Sie bewegen sich erwartungsgemäß um Null. Der Verlauf der normalisierten Zu- und Ablaufmengen (graue Linien) ist zusätzlich

abgebildet. Der rechte Teil der Abbildung zeigt die CUSUM-Kontrollkarte für den Fehlervektor. Das Kontrolllimit $\pm h$ wird nicht überschritten, die Bilanz ist über den gesamten Zeitraum ausgeglichen.

Bei der kontinuierlichen Bilanzierung von Massenbilanzen sind gegenüber Mengenbilanzen einige methodische und praktische Aspekte zu beachten, die im Folgenden erläutert werden. Zum einen ist bei einer Bilanzierung auf täglicher Basis die hydraulische Retention zu beachten. Frachten, die ein Teilsystem oder die gesamte Kläranlage an einem Tag erreichen, verlassen dieses System nicht unbedingt am gleichen Tag (was bei direkter Anwendung der Bilanzgleichungen impliziert würde und bei der Betrachtung langer Zeiträume eine zulässige Vereinfachung darstellt). Vielmehr mischen sie sich in das System (meist ein Reaktor) ein und die abfließende Fracht ergibt sich aus der Mischung dieses Zuflusses und der im System vorhandenen Fracht. Außerdem sind bei der Bilanzierung über kurze Zeiträume (zumindest theoretisch) Veränderungen der im System vorhandenen, also gespeicherten Fracht zu beachten.

Ein weiterer, praktischer Aspekt der kontinuierlichen Bilanzierung bezieht sich auf die erforderliche Häufigkeit bestimmter Messungen. Werden CSB, Stickstoff und Phosphor im Zu- und Ablauf auf großen Kläranlagen täglich, zumindest werktäglich bestimmt, so liegen für den Schlamm die entsprechenden Messungen meist nur selten oder gar nicht vor. Sie sind für den Betrieb der Anlage nicht von Bedeutung, sehr wohl allerdings für die Prüfbarkeit der Messwerte. Bei der Bilanzierung von Betriebsdaten der Abwasserreinigung sind systembedingt immer auch Schlämme involviert. Daher gilt es, einen guten Kompromiss zwischen zusätzlichen Messungen und mangelnder Überprüfbarkeit von Daten zu finden.

2.1 Hydraulische Retention

Da bei der kontinuierlichen Bilanzierung viele sehr kurze Zeiträume (1 Tag) betrachtet werden, die bilanzierten Abwasser- und Schlamminhaltsstoffe jedoch auf der Kläranlage eine zum Teil deutlich längere Aufenthaltsdauer aufweisen, ist die hydraulische Verzögerung (Retention) zwischen den zu- und abfließenden Stoffströmen eines Teilsystems zu beachten. Dies geschieht, indem anstelle der tatsächlichen zufließenden Stofffracht die *erwartete* Ablauffracht mit der tatsächlichen Ablauffracht verglichen wird. Die erwartete Ablauffracht wird aus der Zulaufkonzentration und -menge des jeweiligen Tages sowie der erwarteten Ablaufkonzentration des Vortages (das ist gleichzeitig die erwartete Konzentration im Reaktor) berechnet. Da die kontinuierliche Bilanzierung weiterhin auf Tagesmittelwerten beruht, wird die im Tagesmittel erwartete Ablaufkonzentration berechnet:

$$\bar{x}_{out,expected,i} = \bar{x}_{in,i} - V/Q_i \cdot (\bar{x}_{in,i} - \bar{x}_{out,expected,i-1}) \cdot (1 - \exp(-\frac{1}{V/Q_i})) \quad (1)$$

Die meisten Teilsysteme einer Kläranlage weisen mindestens zwei ausgehende Stoffströme auf, daher kann Gleichung (1) nicht direkt angewendet werden. von den beiden (oder mehr) ausgehenden Stoffströmen der für Kläranlagen typischen Teilsysteme ist jeweils einer Träger jener Komponenten mit einer Aufenthaltsdauer deutlich über einem Tag. Im Beispiel einer Belebungs- und Nachklärbeckeneinheit hat der Belebtschlamm im Gegensatz zum Klarwasser eine deutlich erhöhte Aufenthaltszeit im System, deshalb ist die Retention auch nur für den Überschlussschlamm zu beachten. Um die Bilanzgleichung in eine mit Gleichung (1) kompatible Form zu bringen, wird zunächst die „schnelle“ Ablauffracht (mit einer Aufenthaltszeit von max. 1 Tag) von der Zulauffracht abgezogen und die verbleibende „virtuelle Zulauffracht“ gegen die „langsame“ Ablauffracht bilanziert. Die Bilanzgleichung enthält im Endeffekt auch bei diesem Vorgehen alle sie bestimmenden Stoffströme: den Zulauf sowie die beiden ausgehenden Frachten. Eine kontinuierliche Bilanz unter Beachtung der hydraulischen Retention ist in Abb. 3 (oben) im Vergleich zu einer direkten Bilanz (unten) dargestellt.

Während für die kontinuierliche Bilanz ohne Beachtung der hydraulischen Retention nur eine punktuelle negative Abweichung (Ablauffracht > Zulauffracht) verzeichnet werden kann, die Bilanz aber ansonsten ausgeglichen erscheint, ändert sich die Aussage bei Beachtung der hydraulischen Retention (unterer Teil der Abbildung). In der ersten Hälfte des Betrachtungszeitraumes ist (zumindest bis Tag 50, bei wohlwollender Betrachtung bis etwa Tag 70) eine ausgeglichene kontinuierliche Bilanz zu erkennen, was auf eine gute Datenqualität schließen lässt. In der zweiten Hälfte des Betrachtungszeitraumes signalisiert die CUSUM-Kontrollkarte dagegen eine signifikante Abweichung vom Erwartungswert, das Kontrolllimit $-h$ (gestrichelte Linie) wird eindeutig unterschritten. Der Mittelwert des Bilanzierungsfehlers beträgt in den ersten 70 Tagen lediglich 4% der Zulauffracht, im Zeitraum ab Tag 71 dagegen 14%. In diesem Fall ist es also sinnvoll, für die weitergehende Betrachtung lediglich den ersten Zeitraum heranzuziehen, wenn die Ursache des systematischen Fehlers nicht bestimmt werden kann.

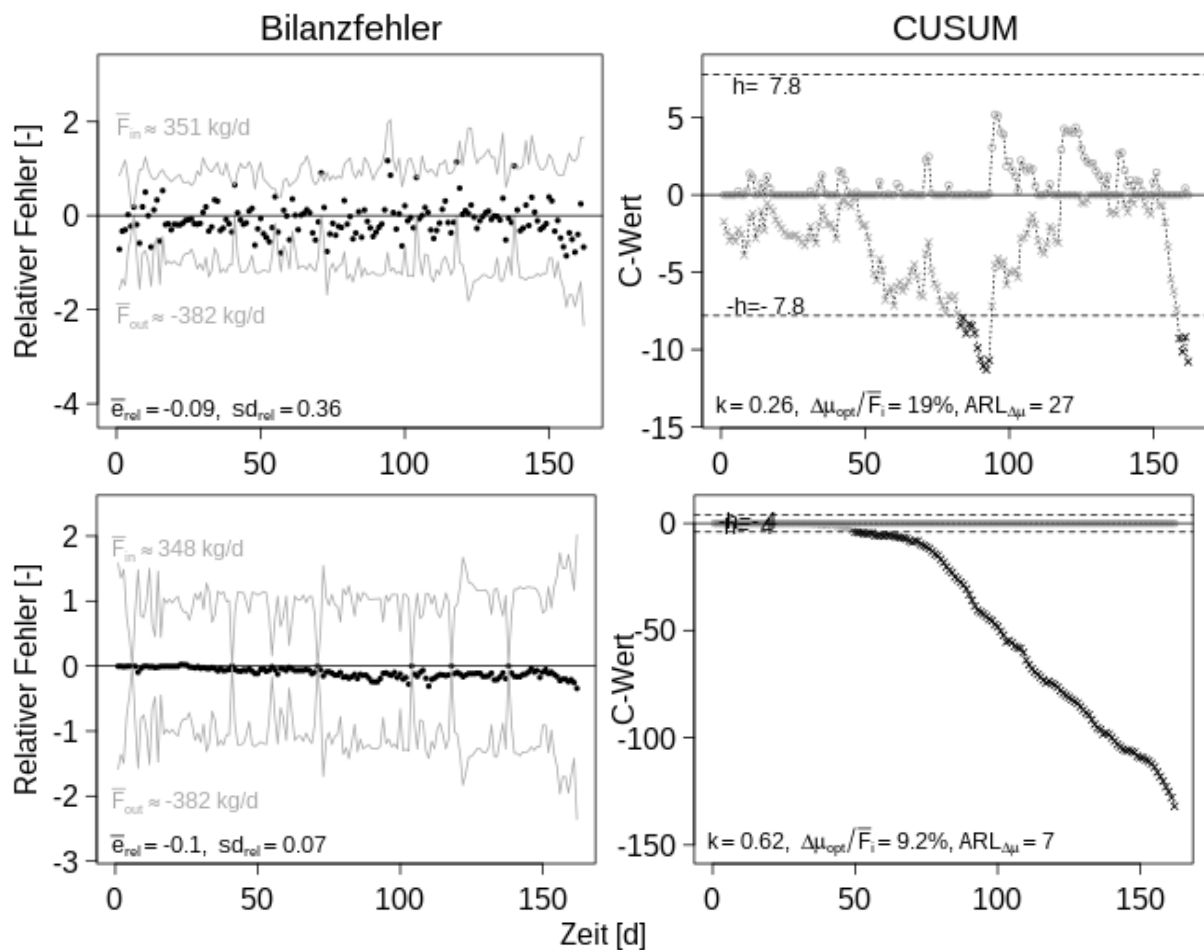


Abbildung 3: Kontinuierliche Stickstoffbilanz über eine anaerobe Schlammbehandlung, im oberen Teil ohne Beachtung der hydraulischen Retention im unteren Teil mit Beachtung der hydraulischen Retention. Links: Fehlervektor der täglichen Einzelbilanzen (schwarz) sowie normalisierte Zu- und Abauffrachten (grau). Rechts: CUSUM Kontrollkarte. Auf Grund der wesentlich geringeren Varianz des Fehlervektors wird bei Beachtung der hydraulischen Retention ein deutlich klareres, zuverlässigeres Signal erreicht.

2.2 Erforderliche Zusatzmessungen in Schlämmen

Zur Bestimmung der täglichen Frachten bilanzierbarer Schlamminhaltsstoffe sind theoretisch tägliche Messungen dieser Inhaltsstoffe erforderlich. Dies ist praktisch nicht umsetzbar, unter anderem da diese Messwerte für den Betrieb einer Kläranlage nicht erforderlich sind. Außerdem ist die Laboranalytik in Schlämmen erheblich schwieriger und sollte vorzugsweise von erfahrenen Laboren durchgeführt werden.

Ein verbreiteter Ansatz zur Bestimmung dieser Messwerte besteht in ihrer Berechnung aus dem einmal gemessenen und als weitgehend konstant geltenden

Verhältnis zwischen Schlamminhaltsstoffen und (organischer) Trockensubstanzkonzentration (Svardal et al., 1998).

In einer vom österreichischen Ministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft geförderten Studie (Spindler 2013) wurde dieser Ansatz hinterfragt. Dabei wurden zumindest wöchentliche Messungen der Konzentrationen an CSB, TN und TP sowie TS und oTS in Primär-, Überschuss- und Faulschlämmen von drei großen österreichischen Kläranlagen ausgewertet. Die Messdaten lagen für Zeiträume von 24 Wochen, 47 Wochen sowie 3,5 Jahren vor. Insgesamt wurde 24 verschiedene Kombinationen aus Schlamminhaltsstoffen und spezifischen Schlämmen untersucht, dabei konnte kein einheitliches Bild gewonnen werden:

- In 11 Fällen ergab sich eine signifikante direkte Proportionalität zwischen oTS und Schlamminhaltsstoffen;
- In 5 Fällen war ein signifikanter Zusammenhang nur durch eine lineare Beziehung (mit Absolutglied) herstellbar;
- In 8 Fällen ergab sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen (o)TS und Schlamminhaltsstoffen nur bei zusätzlicher Beachtung einer saisonalen Abhängigkeit, das heißt, die lineare Beziehung änderte sich periodisch über das Jahr.

Es wurde jedoch auch festgestellt, dass zumindest ein rein statistischer signifikanter Zusammenhang zwischen den Messgrößen immer gefunden werden konnte.

Zur Anwendung der kontinuierlichen Bilanzierung wird daher empfohlen, den **Trockensubstanzgehalt** in den Schlämmen zumindest **dreimal wöchentlich**, die erforderlichen Konzentrationen der **Schlamminhaltsstoffe** zumindest **einmal monatlich** zu bestimmen. Diese empfohlenen Messhäufigkeiten ergaben sich aus der weiteren Auswertung der vorliegenden Daten.

3 Bestimmung der strukturellen Redundanz

Wie bereits erläutert, beruht die Anwendung der kontinuierlichen Bilanzierung, also die Bewertung der Datenqualität anhand der zeitlichen Redundanz, auf der Möglichkeit der Bestimmung von Bilanzgleichungen. Eine Bilanzgleichung kann für ein (Teil-)System zumindest dann aufgestellt werden, wenn alle zu- und abfließenden Frachten bekannt sind (Abb. 4).

Im einfachsten Fall handelt es sich um eine Bilanz der Durchflussmengen, bei der sich eine *lineare* Bilanzgleichung ergibt. Massenbilanzen von Wasser- oder Schlamminhaltstoffen beruhen dagegen immer auf Stofffrachten, die aus dem Produkt zweier Messwerte (Durchfluss und Konzentration) bestimmt werden. Die sich ergebenden Bilanzgleichungen werden *bilinear* genannt.

Hier wird bereits die herausragende Bedeutung einwandfreier Durchflussmessungen deutlich: Enthalten bereits die Durchflüsse systematische Fehler, können keine vernünftigen Frachten berechnet werden. Zuerst und zumindest ist daher stets die Qualität der Durchflussmessungen zu gewährleisten. Um eine dauerhafte Prüfung (ohne aufwendige und teure Zusatzmessungen) zu ermöglichen, sollten daher Mengenmessungen im Idealfall an folgenden Punkten installiert sein: Zulauf und Ablauf, Überschuss-, Primär- und Faulschlamm jeweils vor und nach der Eindickung/Entwässerung, sämtliche interne Rückläufe, gegebenenfalls Brauchwasserentnahme.



Abbildung 4: Beispielsystem mit 2 Stoffströmen im Zulauf und 1 Stoffstrom im Ablauf.

Theoretisch ist es möglich, Bilanzgleichungen auch dann noch aufzustellen, wenn ein oder gar mehrere Durchflüsse nicht gemessen werden. Im Beispiel der Abb. 4 können 2 Bilanzgleichungen aufgestellt werden, wenn Messwerte für alle 6 Variablen (Messgrößen) vorliegen:

$$Q_1 + Q_2 = Q_3 \quad (2)$$

$$Q_1 \cdot X_1 + Q_2 \cdot X_2 = Q_3 \cdot X_3 \quad (3)$$

Die lineare Gleichung (2) beschreibt die (strukturelle) Redundanz der Mengenmessungen, die bilineare Gleichung (3) die Redundanz der Mengen- und Konzentrationsmessungen. Fehlt eine Mengenmessung, so kann diese aus Gleichung (2) berechnet und in Gleichung (3) eingesetzt werden. Letztere kann damit noch immer zur Kontrolle der gemessenen Werte herangezogen werden.

Nach diesem Prinzip ist es möglich, bei gegebenem Fließschema und Definition aller gemessenen Größen sämtliche theoretisch möglichen Bilanzgleichungen auch komplexer Anlagen zu erstellen. Ein Algorithmus zur Automatisierung dieses Vorganges wird in Spindler (2015) erläutert. Der Algorithmus ist ebenso geeignet, die Installation zusätzlicher Messungen aus der Perspektive der Qualitätskontrolle der Messdaten zu bewerten.

4 Expertenwissen

Etwas außerhalb der Betrachtung von zeitlicher und struktureller Redundanz steht das sogenannte Expertenwissen. Darunter wird im Allgemeinen solches Wissen verstanden, dass eher dem Bereich der Plausibilitätsprüfung zuzurechnen ist, bei entsprechender „Expertise“ jedoch einen ähnlich hohen Informationsgehalt wie die strukturelle Redundanz von Messwerten haben kann. Als Beispiel sei hier die einwohnerspezifische organische Fracht im stabilisierten Schlamm angeführt. Sie wird berechnet als das Verhältnis zwischen der organischen Trockensubstanz im stabilisierten Schlamm (kg oTS/d) und der organischen Belastung der Kläranlage, ausgedrückt in Einwohnerwerten (EW_{120}). Nowak et al. (1999) fanden, dass gut stabilisierter Schlamm eine einwohnerspezifische organische Fracht von etwa 18 g oTS/EW/d aufweist.

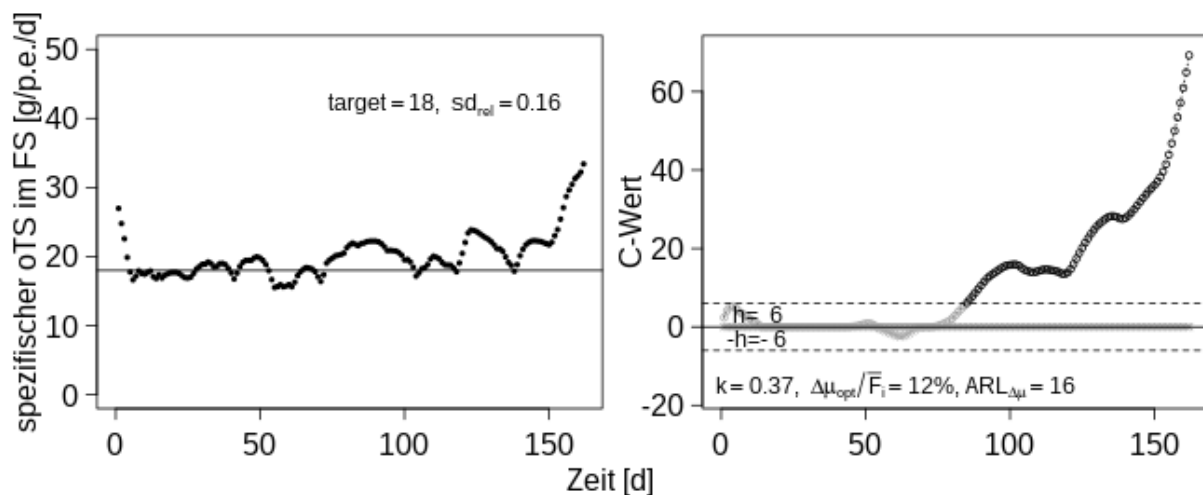


Abbildung 5: Kontinuierliche Bewertung der einwohnerspezifischen organischen Fracht im stabilisierten Schlamm. Links der Verlauf des Kennwertes mit dem Erwartungswert 18 g oTS/EW/d; rechts die CUSUM-Kontrollkarte. Ab etwa Tag 80 ist eine deutliche Abweichung vom Zielwert zu verzeichnen.

Auch ein solcher Kennwert kann zuverlässiger beurteilt werden, wenn sein zeitlicher Verlauf betrachtet wird. Zur Bewertung mittels CUSUM-Kontrollkarten wird dann nicht mehr der Fehlervektor (Erwartungswert Null) sondern der Kennwert gegen seinen Erwartungswert getestet. Im gewählten Beispiel ist dabei wiederum die hydraulische Verlagerung der organischen Belastung der Kläranlage durch die verschiedenen Anlagenstufen einschließlich Schlammbehandlung zu beachten. Außerdem unterliegt die tagesaktuell entnommene Menge an Faulschlamm den Bedingungen des praktischen Kläranlagenbetriebes und ist dadurch in einem engen zeitlichen Rahmen unabhängig von der organischen Zulaufkraft. Es ist daher sinnvoll, die Zeitreihe der organischen Trockensubstanzkraft im Faulschlamm zu glätten, beispielsweise durch Anwendung eines Kalmanfilters. Für die derart aufbereiteten Daten aus dem angeführten Beispiel ergibt sich die in Abb. 5 dargestellte Auswertung der einwohnerspezifischen organischen Kraft im stabilisierten Schlamm.

5 Offene Themen: Onlinemessungen und Ausgleichsrechnung

Die hier vorgestellte Form der Qualitätsprüfung von Kläranlagenbetriebsdaten lässt zwei wesentliche Aspekte außer Acht. Sie ist zum einen beschränkt auf die Beurteilung von bilanzierbaren Messgrößen. Dies sind meist konservative Größen wie der Durchfluss, CSB, TN, TP, oder der anorganische Trockensubstanzgehalt, die keiner (wesentlichen) Veränderung unterliegen. Diese Messwerte werden häufig in durchflussproportionalen Tagesmischproben bestimmt, woraus sich die maximale Frequenz der kontinuierlichen Bilanzierung ergibt. Höherfrequente Messungen, durch Onlinesensoren oder -analysatoren realisiert, sind dem Verfahren höchstens theoretisch zugänglich.

Für die tägliche Betriebsführung relevante Messgrößen (Sauerstoffkonzentration, gelöste Nährstoffe, eventuell Atmungsmessungen u.a.) sind meist nicht konservativ und können daher nicht auf der Grundlage von Massenbilanzen überprüft werden. Die Beurteilung von Onlinedaten ist ein eigenes, sehr dynamisches Forschungsgebiet (Winkelbauer et al., 2014). Ein häufiges Element bei der Validierung von Onlinedaten sind jedoch Vergleiche mit Labormessungen (beispielsweise über den Durchfluss gemittelter online gemessener Konzentrationen mit einer 24h-Mischprobe). Daher ist die geprüfte Zuverlässigkeit von Betriebsdaten aus Labor(misch)proben auch eine wesentliche Grundlage für die Qualitätssicherung von Onlinemessungen.

Ein zweiter außer Acht gelassener Aspekt ist die Ausgleichsrechnung (data reconciliation). Die kontinuierliche Bilanzierung ist ein sehr anschauliches und daher praxistaugliches Werkzeug zur Beurteilung der Datenqualität auf Kläranlagen. Sie dient damit einer wesentlichen Voraussetzung zur Anwendung der Ausgleichsrechnung, der Suche nach groben und systematischen Fehlern. Es ist jedoch fraglich, ob dem Anlagenbetreiber durch eine „Verbesserung“ seiner Betriebsdaten geholfen ist oder ob es genügt, einen (optisch) gut nachvollziehbaren Hinweis auf die Existenz von Fehlern zu liefern. Darüber hinaus setzen die Verfahren der Ausgleichsrechnung eine Kenntnis der Messunsicherheit der einzelnen Messgrößen voraus. Dies ist in den wenigsten Fällen gegeben. Nicht nur weisen die oftmals vereinfachten Analyseverfahren für Abwasserinhaltsstoffe bereits eine erhöhte Varianz auf, ihre Genauigkeit hängt darüber hinaus stark vom Personal ab, welches die Messung (einschließlich Probenahme, -transport und -aufbereitung) durchführt. Ein Hinweis auf systematische Fehler, wie ihn die kontinuierliche Bilanzierung zuverlässig liefert, ist daher der geeignete Ausgangspunkt für Verbesserungen.

6 Zusammenfassung

Die kontinuierliche Bilanzierung ermöglicht die Unterscheidung von Zeiträumen hoher und geringer Qualität der Betriebsdaten von Kläranlagen. Die Zuverlässigkeit und Genauigkeit der Methode geht weit über jene der Bilanzierung mittlerer Stofffrachten über lange Zeiträume hinaus. Um die kontinuierliche Bilanzierung, die auf der zeitlichen Redundanz von Daten basiert, anwenden zu können, ist es erforderlich, die strukturelle Redundanz der Daten zu gewährleisten. Es müssen also stets bilanzierbare Teilsysteme geschaffen werden. Dazu sind gegebenenfalls Anpassungen in der Beprobungsstrategie erforderlich. Die Grundlage einer jeden Messwertkontrolle durch Bilanzierung bilden ausgeglichene Mengenzbilanzen. Den Kläranlagenbetreibern wird empfohlen, auf die Bilanzierbarkeit ihrer Messgrößen zu achten. Sie werden dadurch in die Lage versetzt, die Qualität ihrer Messwerte laufend (automatisiert) zu prüfen und damit ständig Daten hervorragender Qualität vorzuhalten. Dies reduziert den Aufwand für üblicherweise extern zu vergebende Projekte wie Simulationen, Anpassungs- und Erweiterungsplanung oder Energieoptimierung erheblich und ist dadurch mit Kosteneinsparungen verbunden. Gleichzeitig wird die Sicherheit der Berechnungen maximiert.

7 Dank

Die Inhalte dieses Beitrages stammen aus meiner Zeit am Institut für Wassergüte, die Ende 2014 mit meiner und meiner Familie Rückkehr in die Heimat zu Ende ging. Ass.-Prof. Karl Svardal ermöglichte mir, direkt nach Abschluss meiner Diplomarbeit in Dresden (2005) ans Institut zu kommen, wovon zu meiner Ankunft niemand sonst etwas zu wissen schien. Die Frage nach den Grundlagen der Datenprüfung beschäftigte mich (wie viele meiner Kollegen) seit meinem ersten Projekt am Institut. Mit Prof. Kroiss' Zustimmung und Unterstützung durfte ich 2010 mit meiner Familie ein Jahr in Québec, Kanada, verbringen. Am dortigen Institut modelEAU, geleitet von Prof. Peter Vanrolleghem, gelang mir nach einigen Startschwierigkeiten der wirkliche Einstieg in das Thema. Beiden Professoren verdanke ich die Möglichkeit, mich diesem Thema außerhalb der üblichen Projektarbeit widmen zu können. Nach der Rückkehr aus Kanada genoss ich auch weiterhin immer wieder die Freiheit, meine Arbeit über strukturelle und zeitliche Redundanz von KA-Betriebsdaten fortzusetzen. Dafür und für das gute Arbeitsklima am Institut gilt mein Dank allen Kollegen. Mit Prof. Jörg Krampe durfte ich noch genau ein Jahr zusammen arbeiten. Es war für mich eine besondere Freude, ihn am Institut begrüßen zu dürfen. Mit ihm, seiner Erfahrung und Weitsicht ist das Institut in einer hervorragenden Position. Die abschließenden Zeilen widme ich dem Dank an meine Familie – Anna-Maria, Ronja, Leonore und Isabel. Die Arbeit an der Dissertation hat unser Leben in den zurückliegenden 5 Jahren signifikant geprägt. Wir freuen uns nun auf die gemeinsamen wirklich freien Wochenenden.

8 Literatur

- Lindtner, S., Schaar, H. and Kroiss, H. (2008) Benchmarking of large municipal wastewater treatment plants greater than 100,000 pe in Austria. *Proceedings of the Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference (WEFTEC2008)*, **2008**(7), 7655–7657.
- Schweighofer, P. (1994) Möglichkeiten der Plausibilitätsprüfung von Meßdaten. *Wiener Mitteilungen* 116, G1-G42.
- Spindler, A. (2011) Bilanzierung von Kläranlagendaten. Methoden und Anwendung. *Wiener Mitteilungen* 224, 321-344.
- Spindler, A. (2013) Voraussetzungen für die kontinuierliche Datenkontrolle auf Kläranlagen mittels dynamischer Bilanzierung. BMLFUW.
- Spindler, A. (2015) Überprüfung der Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen. *Dissertation*. TU Wien.
- Svardal, K., Nowak, O., Schweighofer, P. (1998) Datendokumentation und Auswertung – Plausibilitätsanalyse von Meßwerten. *Wiener Mitteilungen* 147, 439-475.
- Winkelbauer, A., Fuiko, R., Krampe, J., Winkler, S. (2014) Crucial elements and technical implementation of intelligent monitoring networks. *Water Science and Technology*, **70**(12), 1926-1933.

Korrespondenz an:

André Spindler

hydrograv GmbH
Eisenstuckstr. 46
01069 Dresden
Deutschland

Tel.: +49 351 811355-70

Mail: a.spindler@hydrograv.com

Der Zusammenhang zwischen Nährstoffentfernung und Energieverbrauch bei der Abwasserreinigung

Dr. Helmut Kroiss, Dr. Karl Svardal

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien

Abstract: Die primäre Aufgabe der Abwasserreinigung mit weitgehender Nitrifikation und Nährstoffentfernung ist der Gewässerschutz. Der epochale Erfolg der flächendeckenden Umsetzung dieser Anforderung für die Gewässergüte in Österreich in den Jahren 1970 bis 2000 wird durch den erhöhten Energiebedarfs für die Sauerstoffzufuhr nicht geschmälert. Während der letzten 10 Jahre ist das Energiethema im Bereich der Abwasserreinigung stark in den Vordergrund gerückt, wobei einerseits die Kostenfrage andererseits die Bekämpfung des Klimawandels die treibenden Kräfte sind. In diesem Beitrag wird der Betrachtungsrahmen für das Energiethema auf die gesamte Kläranlage inklusive Schlammbehandlung bezogen. Die Betrachtungen zeigen, dass es mit moderner maschinentechnischer Ausrüstung und geeigneter Wahl der Verfahrenstechnik für CSB- und N-Entfernung möglich ist, die Energiegewinnung aus den Abwasserinhaltsstoffen über die Schlammfäulung größer zu machen als den Energiebedarf der Abwasserreinigungsanlage.

Key Words: Planung und Betrieb von Kläranlagen zur Nährstoffentfernung, Energie und Wertstoffe aus Abwasser, Denitrifikation, Deammonifikation

1 Einleitung

Wenn man die Geschichte des Belebungsverfahrens zurückgeht, so kann man feststellen, dass schon die Erfinder Arden und Lockett im Jahre 1914 eine biologische Reinigung des Abwassers bis zur vollständigen Nitrifikation gefordert haben. Hintergrund für diese Forderung ist der Umstand, dass durch die Einleitung des gereinigten Abwassers kein nennenswerter Sauerstoffverbrauch im empfangenden Gewässer mehr auftritt. Gleichzeitig verschwindet mit dieser Forderung auch die Toxizität des Ammoniums für die Gewässerfauna. Dennoch hat sich dann vor allem in Europa, wohl stark bedingt

durch den Kapitalmangel zufolge der 2. Weltkriege, zuerst einmal die weitgehende Entfernung des BSB₅ als Mindestanforderung durchgesetzt. Damit gelang es einerseits die saprobielle Belastung der Gewässerbiozönose weitgehend und andererseits den Sauerstoffbedarf im Gewässer auf ca. 1/3 gegenüber der Einleitung von Rohabwasser zu reduzieren. Bis heute ist dieses Reinigungsziel in der Richtlinie der EU für kommunales Abwasser in sogenannten „normalen Gebieten“ verankert.

In Mitteleuropa (A, CH, D) hat sich schon in den 1980er Jahren langsam ein Mindeststandard für kommunale Kläranlagen durchgesetzt, der eine ganzjährige Reinigung bis zur weitgehenden Nitrifikation zum Ziel hatte. Alle diese Länder haben gesetzliche Mindestanforderungen bezüglich niedriger Ablaufkonzentrationen für Ammonium, was in der EU Gesetzgebung nicht der Fall ist. Der erhöhte Energiebedarf für die Abdeckung des Sauerstoffbedarfes für die Nitrifikation im Belebungsbecken wurde dabei hingenommen, weil er in der Kostenrechnung von untergeordneter Bedeutung war. Die Vergrößerung der erforderlichen Beckenvolumina und der Erhöhung der Belüftungskapazität für diese Reinigungsleistung schlug stärker zu Buche.

Die Stickstoffentfernung durch Denitrifikation begann mit den Arbeiten von (Ludzak und Ettinger, 1962) über die vorgeschaltete Denitrifikation. Der Durchbruch der Stickstoffentfernung über Denitrifikation erfolgte dann in den 1970er Jahren mit den großtechnischen Umsetzungen in Österreich mit der Entdeckung der simultanen Nitrifikation und Denitrifikation auf der Kläranlage Blumental (Matsché, 1972) und in Südafrika (Barnard, 1973) mit der Kombination von vorgeschalteter und simultaner Denitrifikation. In Deutschland und der Schweiz wurde die Stickstoffentfernung lange Zeit weitgehend ignoriert, bis nach einem Robbensterben in der Nordsee plötzlich das Eutrophierungspotenzial des Stickstoffs vor allem für die Küstengewässer auch in den Brennpunkt des Interesses gelangte. Die EU Richtlinie für kommunales Abwasser (1996) verlangt daher in allen bezüglich Eutrophierung „empfindlichen“ Flussgebieten eine weitgehende Entfernung der Stickstoff- und Phosphorverbindungen aus dem Abwasser. In Österreich hatte man bereits vorher den Betrieb aller Kläranlagen dahingehend verbessert, als das aerobe Beckenvolumen an den Bedarf für die Nitrifikation angepasst wurde und das restliche Volumen für die Denitrifikation genutzt wurde um den Energiebedarf durch Denitrifikation zu vermindern. Wegen der großen Temperaturschwankungen in unserem Klima ergaben sich zumindest in den warmen Jahreszeiten erhebliche Energieeinsparungen. Für die Planung neuer Anlagen wurde schon sehr früh die Kombination aus vorgeschalteter (ca. 15% des Beckenvolumens) und simultaner Denitrifikation propagiert. Dieses Konzept

hat sich bis heute sehr bewährt und es hat einen planerischen und einen betrieblichen Aspekt.

Relativ jung (seit Mitte der 1990er Jahre) ist die großtechnische Anwendung der Deammonifikation, also der Ammoniumoxidation mit Nitrit. Sie ist heute für die Stickstoffentfernung aus den Trübwässern der Faulschlammmentwässerung bereits in vielen Großanlagen weltweit erfolgreich im Einsatz. Im Gegensatz zur Denitrifikation wird hierbei für die N-Entfernung kein organischer Kohlenstoff benötigt. Noch ganz neu ist die großtechnische Anwendung der Hauptstrom-Deammonifikation (Wett, 2013, Cao et al., 2013), die bei richtiger Steuerung der Sauerstoffzufuhr simultan im Belebungsbecken stattfindet. Sie ist noch nicht Stand der Technik und ist vermutlich für die heißen Klimazonen von Bedeutung.

Die folgenden Ausführungen beziehen sich in der Regel auf den Zusammenhang zwischen Nährstoffentfernung und Energiebedarf für eine gesamte Kläranlage, also inklusive der Schlammbehandlung. Der Betrachtungsrahmen umfasst den Zulauf nach Rechen und Sandfang als Input und die Output-Stoffströme im gereinigten Abwasser, zu entsorgenden Klärschlamm sowie in den gasförmigen Emissionen (CO_2 , N_2 , allenfalls CH_4 , N_2O). Der gesamte Komplex der Entfernung der Phosphorfrachten aus dem Abwasser wird hier nicht betrachtet, weil er für die Energiefragen kaum von Bedeutung ist.

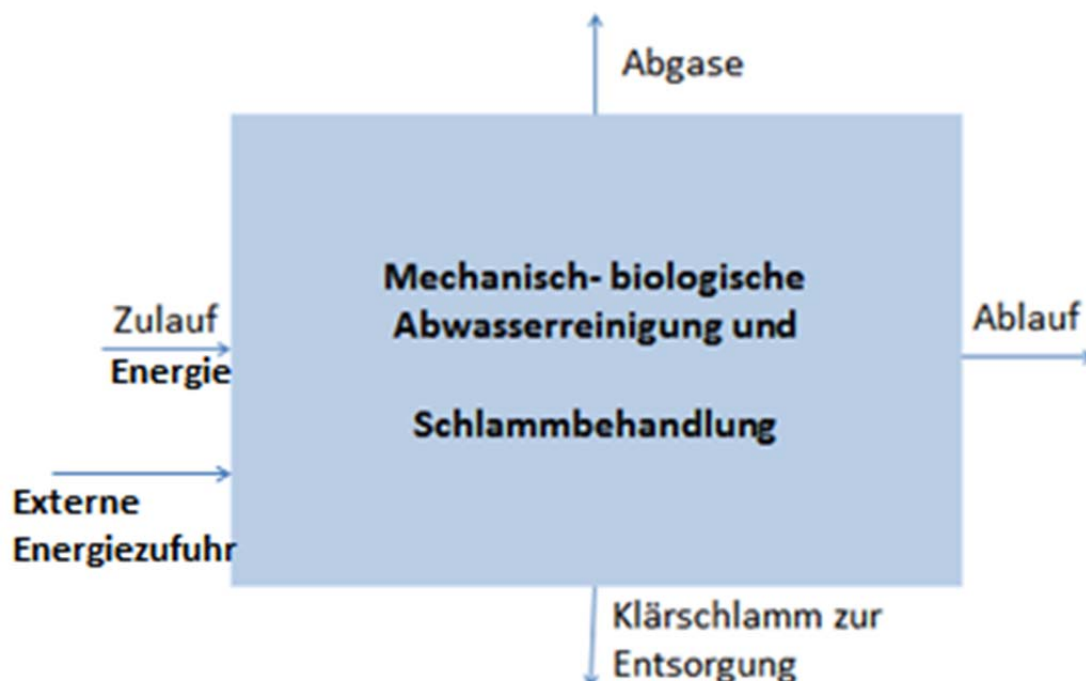


Abbildung 1: Betrachtungsrahmen für Energie und Stoffströme einer Kläranlage mit Nährstoffentfernung

In den folgenden Ausführungen geht es um die Zuordnung des Energiebedarfes zur Nährstoffentfernung, wobei einerseits eine Langzeitbetrachtung auf Basis von Massenbilanzen erfolgt (Jahresbilanz) andererseits die Einflüsse der Abwasserzusammensetzung und des Betriebes, also die Kinetik im Vordergrund steht. Der Beitrag fußt auf mehreren Veröffentlichungen zum Thema Energie und Abwasserreinigung, wie Kroiss und Svoldal (2009), Svoldal und Kroiss (2011) und Kroiss und Cao (2013), Svoldal (2012).

2 Sauerstoffverbrauch

Der größte Energiebedarf bei der biologischen Abwasserreinigung entsteht durch den Sauerstoffbedarf der am Abbau beteiligten Bakterien. Bei den großen Anlagen macht die Sauerstoffzufuhr etwas 70% des gesamten Energiebedarfs aus, bei kleinen Anlagen mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung kann das auf über 80% ansteigen. Der übrige Energiebedarf hängt nicht direkt mit der Stickstoffentfernung zusammen und ist von lokalen Bedingungen abhängig.

Für die Betrachtung des Sauerstoffbedarfes im Langzeitbetrieb, kann man die Berechnung stark vereinfachen:

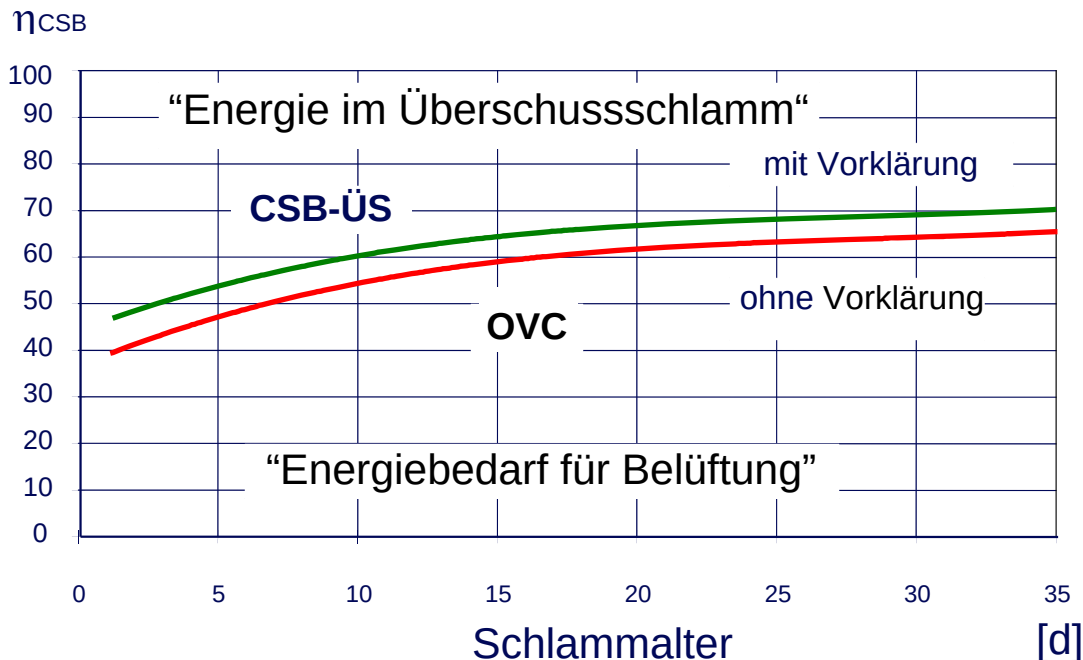


Abbildung 2: Sauerstoffbedarf für den Abbau der Kohlenstoffverbindungen OVC

In Abb. 2 ist auf der Ordinate der prozentuelle Anteil des entfernten CSB des Zulaufs zum Belebungsverfahren so dargestellt, dass die Summe aus OVC und dem CSB des Überschussschlammes jeweils 100% ergeben (1. Hauptsatz der Thermodynamik). Auf der X-Achse ist das Schlammalter für eine mittlere

Temperatur im Belebungsbecken von ca. 15°C angegeben, wie sie in Österreich häufig auftritt. Eine Umrechnung des Schlammalters auf andere Temperaturen kann näherungsweise mit dem Faktor $1,07^{15-T}$ erfolgen. Man sieht die starke Zunahme von OV_C mit steigendem Schlammalter von z.B. 1d auf 10 d und den relativ höheren Sauerstoffbedarf bei vorgeklärtem Abwasser im Vergleich zum Rohabwasser, auch wenn die OV_C -Fracht absolut kleiner wird, weil ca. 30% des CSB im Primärschlamm entfernt werden. Für diese Betrachtung ist es unerheblich, ob der Abbau der Kohlenstoffverbindungen über die Sauerstoffzufuhr oder über Denitrifikation von Nitrat oder Nitrit erfolgt.

Der zweite wesentliche Sauerstoffbedarf entsteht durch die Stickstoffverbindungen im Abwasser. Bei der Produktion eines stabilisierten Klärschlammes (anaerob oder aerob) verlassen ca. 2 g Stickstoff/ EW_{CSB120} die Kläranlage über den zu entsorgenden Schlamm bzw. als TKN über den Ablauf der Anlage. Für die gesamte restliche Stickstofffracht (meist 6 bis 10 g/ EW_{CSB120}) muss in jedem Falle die Oxidation des Ammoniums bis zum Luftstickstoff N_2 erfolgen und zwar völlig unabhängig davon, mit welchem Verfahren Stickstoff entfernt wird (Denitrifikation, Deammonifikation, Denitritation). Die Oxidation von NH_4-N bis zu N_2 verursacht einen Sauerstoffbedarf OV_{DN} von 1,7 g O_2 /g N. Es ist für diese Betrachtung auch unerheblich, ob eine separate Trübwasserbehandlung erfolgt oder nicht, es sei denn es wird Ammoniak aus dem Trübwasser gewonnen und entsorgt. Lediglich über eine Rohschlammverbrennung kann die Stickstoffentsorgung über den Schlammpfad auf bis über 3 g N/ EW_{CSB120} erhöht werden.

Die Summe aus dem oben abgeleiteten OV_C und dem darunter abgeleiteten OV_{DN} ergibt jenen Sauerstoffbedarf, der nicht unterschritten werden kann, sozusagen eine theoretische Benchmark für OV_{gesamt} . Sie träte auf, wenn es gelänge, die Ablaufkonzentration an Nitrat-Stickstoff auf 0 zu reduzieren.

Nachdem neben Ammonium auch Nitrit im Ablauf von Kläranlagen aus Gewässerschutzgründen sehr gering gehalten werden muss, erhöht sich der Sauerstoffbedarf in der Praxis gegenüber der Benchmark also um den Sauerstoffbedarf für die Oxidation des Stickstoffs bis zum Nitrat, also die NO_3-N -Fracht im Ablauf multipliziert mit dem OV_N von 2,9 g O_2 je g NO_3-N .

Daraus kann man ableiten, dass die Minimierung der Nitratablaufkonzentration auch zu einer Minimierung des Energiebedarfes führt. Wie dann später zu zeigen ist, müssen bei der Betriebsoptimierung hinsichtlich Energie auch noch andere Randbedingungen beachtet werden, wie Blähschlammvermeidung, Vermeidung von Nitritpeaks, Minimierung von Lachgasemissionen etc. Für den

Gewässerschutz ist dagegen die Minimierung des Nitrats im Ablauf von relativ geringer Relevanz.

Wieweit man sich dem theoretischen Benchmark für den Sauerstoffbedarf in der Praxis nähern kann, hängt an einer Reihe von Bedingungen, die man nicht oder kaum beeinflussen kann, wie die Abwasserzusammensetzung und die Temperaturbedingungen.

Beim Betrieb bestehender Anlagen, kann man durch Mess- Regel und Steuerungsmethoden, den Sauerstoffbedarf noch deutlich beeinflussen, solange er nicht schon optimiert ist. Die Kostenminimierung muss dabei nicht unbedingt mit einer Minimierung des Sauerstoffbedarfes einhergehen.

Bei der Planung von neuen oder dem Umbau bestehender Anlagen kann man durch geeignete Verfahrenswahl und Modernisierung der maschinellen Ausrüstung den Energiebedarf von Kläranlagen deutlich über das hinaus verringern, was durch Minimierung des Sauerstoffbedarfes erzielbar ist.

Die Vermehrte Nutzung des Energieinhaltes der organischen Verunreinigung des Abwassers wird heute sehr stark diskutiert und führt bereits zu völlig neuen Überlegungen zur Verfahrenstechnik der Abwasserreinigung der Zukunft. Wieweit diese von Erfolg gekrönt sein werden, wird die Praxis zeigen, die sich weiterhin daran orientieren wird müssen, dass die Ansprüche an den Gewässerschutz nicht geringer werden.

3 Einfluss der Abwasserzusammensetzung

Trotz des Begriffes kommunales Abwasser kann man feststellen, dass je nach den örtlichen Bedingungen die Abwasserzusammensetzung stark variieren kann. Für die Frage der Nährstoffentfernung ist dabei das Verhältnis von N/CSB von entscheidender Bedeutung. Wie schon oben angedeutet kann dieses Verhältnis im Rohabwasser zwischen ca. 0,1 (ja sogar darüber) und 0,07 schwanken. Durch die Vorklärung kann der CSB von 25 bis 40% verringert werden, worauf das Kanalnetz häufig einen starken Einfluss hat, aber auch einzelne Industriebetriebe können dominierend sein. Die CSB Entfernung durch die Vorklärung ist meist nur mit einer N-Entfernung von 10 bis maximal 15% gekoppelt, sodass die Vorklärung das N/CSB Verhältnis negativ beeinflusst. Negativ heißt in diesem Zusammenhang, dass die Voraussetzungen für die Stickstoffentfernung durch Denitrifikation schlechter werden.

Die ungünstigsten Fälle für die N-Entfernung treten dann auf, wenn in einem langen steilen Kanalnetz die leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen bereits

abgebaut bzw. teilweise in Biomasse umgebaut werden, während die Stickstofffrachten fast unverändert die Kläranlagen erreichen. Durch Vorklärbecken gelingt es dann bis über 40% der CSB Frachten in den Primärschlamm zu verlagern. Dies verringert OV_C und begünstigt die Energiegewinnung aus dem Faulgas der Schlammstabilisierung, gleichzeitig, fehlt dann aber der leicht abbaubare Kohlenstoff, der in der vorgeschalteten Denitrifikation einen wirksamen Beitrag zur N-Entfernung leisten kann. Gleichzeitig sind bei den niedrigen Temperaturen im alpinen Raum große aerobe Zonen für die Nitrifikation erforderlich, in denen natürlich der organische Kohlenstoff aerob abgebaut wird. Dieses Beispiel soll zeigen, dass die Energieminimierung deutlich komplexere Überlegungen erfordert als die Minimierung des Sauerstoffbedarfs.

Eine genaue Analyse des Einflusses des N/CSB Verhältnisses auf die N-Entfernung bei einstufigen Anlagen kann aus dem DWA Arbeitsblatt A-131 abgeleitet werden, bzw. über eine mathematische Simulation relativ gut berechnet werden. Die 70% N-Entfernung im Jahresmittel kann in den meisten Fällen erreicht und die vielen Fällen auch deutlich überschritten werden, aber nicht überall ohne große Schwierigkeiten. Bei den meist kleinen einstufigen Anlagen zur gleichzeitigen aeroben Schlammstabilisierung (ohne Vorklärung) kann man eine N-Entfernung bis über 90% erreichen, muss allerdings mit schlechter Stabilisierung des Schlammes rechnen. Ist letztere vorrangig für eine problemlose Schlammentsorgung, dann wird man die N-Entfernung auf 70% reduzieren müssen (Svardal 2009).

4 Einfluss der Verfahrenswahl (Planung)

In der folgenden Tabelle 1 sind zur Illustration des Einflusses der Abwasserzusammensetzung und des eingesetzten Reinigungsverfahrens die oben beschriebenen theoretischen Benchmarks für den Sauerstoffbedarf ($g\ O_2/EW/d$) beispielhaft aufgeführt. Dabei wurden folgende Annahmen getroffen:

- EW-CSB: 120 gCSB/EW/d
- EW-N: a) 12 gN/EW/d ($N/CSB = 0,1$), b) 9 gN/EW/d ($N/CSB = 0,075$)

Tabelle 1: Theoretische Benchmark für den Sauerstoffverbrauch bei unterschiedlicher Verfahrenstechnik und Abwasserzusammensetzung

	Schlamm- alter (d)	VKB	OV _C	OV _{DN}		“OV min” Benchm.	
				a	b	a	b
Glz. aerobe Schlammstab.	25	nein	66	17	12	83	78
1-stufig konv.	12	ja	42	17	12	59	54
2-stufig „HKA“	1/10	ja	21	17	12	38	33

Detaillierte Angaben für den Sauerstoff- und Energiebedarf für verschiedene Anwendungsfälle sind bei Svardal (2012) nachzulesen.

5 Steuerung der Sauerstoffzufuhr (Betrieb)

Im Gegensatz zu der Langzeitbetrachtung bezüglich des Sauerstoffbedarfes reagieren Bakterien blitzartig auf Veränderungen der Belastung. Die Reinigungsziele können daher nur dann gesichert eingehalten werden, wenn die Sauerstoffzufuhr zu jeder Zeit dem aktuellen Sauerstoffbedarf angepasst wird. Bei Anlagen mit Stickstoffentfernung werden die Schwankungen des Sauerstoffbedarfes für den Abbau der rasch verfügbaren Kohlenstoffverbindungen meist über Denitrifikationsvorgänge abgedeckt. Der Sauerstoffbedarf für den Abbau der Feststoffe über Hydrolyse schwankt dagegen nur langsam und wenig. Dagegen müssen alle Schwankungen der Ammoniumbelastung sofort durch ein entsprechendes Angebot an Sauerstoff für die Nitrifikation kompensiert werden, weil Ammonium nicht gespeichert werden kann. Die größten Veränderungen des Sauerstoffbedarfes treten häufig zu Beginn von Regenwetterzuflüssen auf, wenn noch unverdünntes Abwasser mit hoher Geschwindigkeit (aus dem Kanal oder den Vorklärbecken) in das Belebungsbecken verlagert wird.

Es gibt kaum ein Thema, das in so vielfältiger Weise in der Literatur behandelt wird wie die Optimierung der Sauerstoffzufuhr beim Belebungsverfahren. Dennoch wird immer noch viel über die Regelung des Sauerstoffgehaltes im Belebungsbecken publiziert und immer noch wenig über die Anpassung der aeroben Nitrifikationsvolumina an die Schwankungen der Belastung mit Ammonium und der Temperatur im Belebungsbecken geschrieben, obwohl zumindest in unseren Klimazonen, das die entscheidenden Steuerungsprobleme sind.

Beim Einsatz der Schlammfäulung zur Energiegewinnung ergibt sich die Möglichkeit die Ammoniumfracht im Trübwasser der Schlammmentwässerung (10 bis 20% der N-Zulauffracht) über einen Trübwasserspeicher gezielt zur Steuerung der Ammoniumbelastung des Belebungsbeckens zu verwenden. Insbesondere können auf diese Weise hohe Sauerstoffverbrauchsspitzen für die Nitrifikation deutlich gemildert werden.

Durch die Einhaltung eines O_2 -Gehaltes von 2 mg/l in den Nitrifikationszonen können die aeroben Beckenteile minimiert werden, weil die Nitrifikanten nahezu die maximale Wachstumsrate erreichen. Diese Steuerung kann darauf aufbauen, dass im Belebungsbecken der Ammoniumgehalt bei z.B. ≤ 1 mg/l gehalten wird. Das anoxische Volumen für die N-Entfernung kann damit maximiert werden. Bei hohen Temperaturen kann der Sollwert für die aeroben Zonen auch auf 1 bis 1,5 mg/l reduziert werden, wenn sichergestellt ist, dass keine Nitritanreicherung auftritt.

Die Anpassung der Nitrifikationskapazität an die Belastung kann statt über eine Veränderung der Größe der aeroben Zonen auch über intermittierende Belüftung erfolgen, wobei dann die aeroben Zeiten angepasst werden müssen.

In einer vorgeschalteten Denitrifikation mit ca. 15% des Beckenvolumens kann meist der gesamte leicht abbaubare Kohlenstoff für die N-Entfernung genutzt werden. Die interne Rezirkulation in die vorgeschaltete Denitrifikation wird oft über fixe Verhältnisse zum Durchfluss gesteuert.

Entscheidend für die Güte der heutigen Regelungs- und Steuerungskonzepte für die Sauerstoffzufuhr zur N-Entfernung ist die Tatsache, dass es verlässliche Messsonden für Sauerstoff, Ammonium, Nitrit und Nitrat gibt.

Der Einsatz der Deammonifikation für die Trübwässer aus der Schlamm-entwässerung braucht ein sehr ausgefeiltes Steuerungsinstrumentarium um die Produktion von Nitrat zu jeder Zeit auf einem sehr niedrigen Niveau zu halten. Der Vorteil der N-Entfernung über Deammonifikation nimmt mit steigendem N/CSB Verhältnis im Zulauf deutlich zu, weil das Angebot an abbaubarem Kohlenstoffverbindungen die Denitrifikationsmöglichkeiten begrenzt.

6 Energie aus dem Abwasser

Die Gewinnung von Energie aus der organischen Verschmutzung des Abwassers erfolgt heute fast ausschließlich über die anaerobe Schlammfäulung. Das entstehende Faulgas kann über Gasmotoren in hochwertige elektrische Energie umgewandelt werden, die wiederum für den Betrieb der maschinellen Ausrüstung, insbesondere für die Sauerstoffzufuhr, verwendet werden kann.

Der Energiegewinn aus der Schlammfäulung ist umso größer je weniger organischer Kohlenstoff aerob abgebaut wird. Aus langjähriger Erfahrung weiß man, dass gut stabilisierter Klärschlamm etwa 25% des CSB des Rohabwassers enthält. Der zu entsorgende Klärschlamm enthält also etwa $\frac{1}{4}$ der Energie des Abwassers, die derzeit z.B. über eine Verbrennung thermisch genutzt werden kann. Moderne Verfahren der Schlammaufbereitung mit erheblichem Energieeinsatz (z.B. Cambi-Verfahren) gelingt es auch, einen Teil dieses Energieinhaltes in Biogas umzuwandeln.

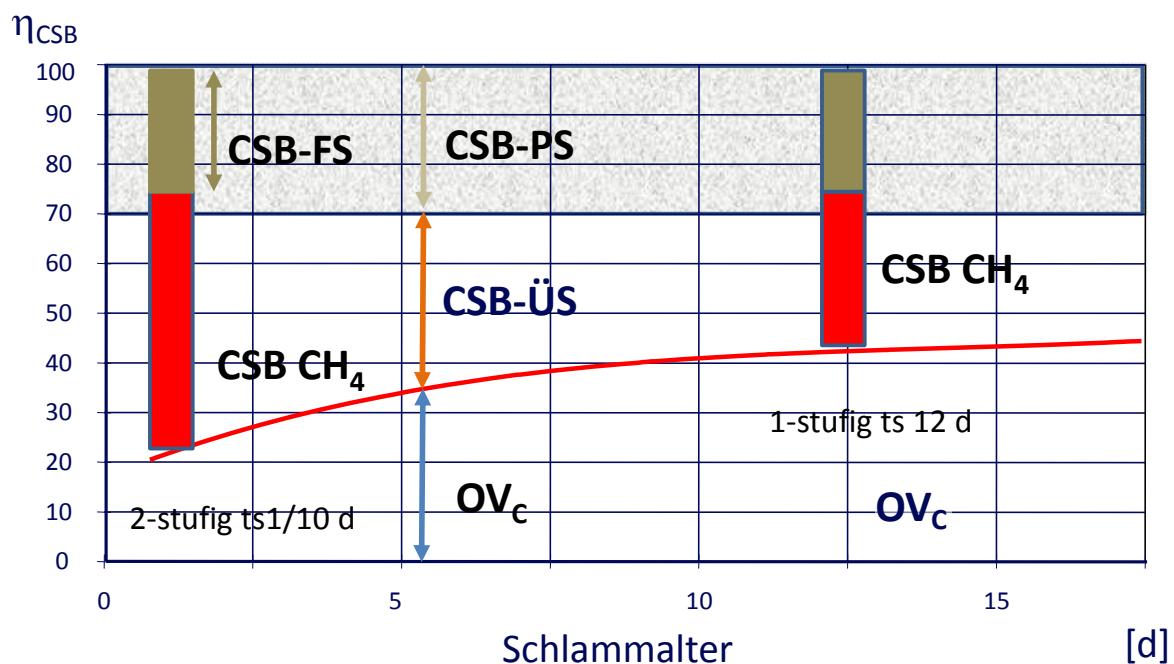


Abbildung 3: Achsenbezeichnung wie Abbildung 2. Ausweisung des Energieinhaltes des Faulschlammes (FS) eines konventionell anaerob stabilisierten Klärschlammes, des Primärschlammes (PS), Überschussschlammes (ÜS) und des Methans im Faulgas für eine Kläranlage mit Vorklärung einmal konventionell 1-stufig und einmal 2-stufig, wie HKA Wien.

Die Abbildung 3 verdeutlicht, welches zusätzliche Potenzial an Energiegewinn über Faulgas möglich ist, wenn man das 1-stufige Belebungsverfahren mit Vorklärung und einem Schlammalter von 10 bis 15 Tagen durch ein 2-stufiges Verfahren mit Vorklärung mit gleicher Reinigungsleistung ersetzt. Das Schlammalter in der ersten Stufe wird mit ca. 1 Tag gewählt, der gesamte Überschussschlamm wird nur aus der ersten Stufe abgezogen. Entscheidend ist dabei, dass es bei entsprechender Ausgestaltung der Schlammkreisläufe und anderer Details gelingt bis fast 70% des CSB des Rohabwassers in den Schlamm zu verlagern. (Reichel 2015). Wie das folgende Sankeydiagramm (Spindler 2013) zeigt gelingt es auf diese Weise den Sauerstoffbedarf für den Kohlenstoffabbau stark zu reduzieren bei gleichzeitiger deutlicher Anhebung des Gasgewinns aus der Schlammfäulung.

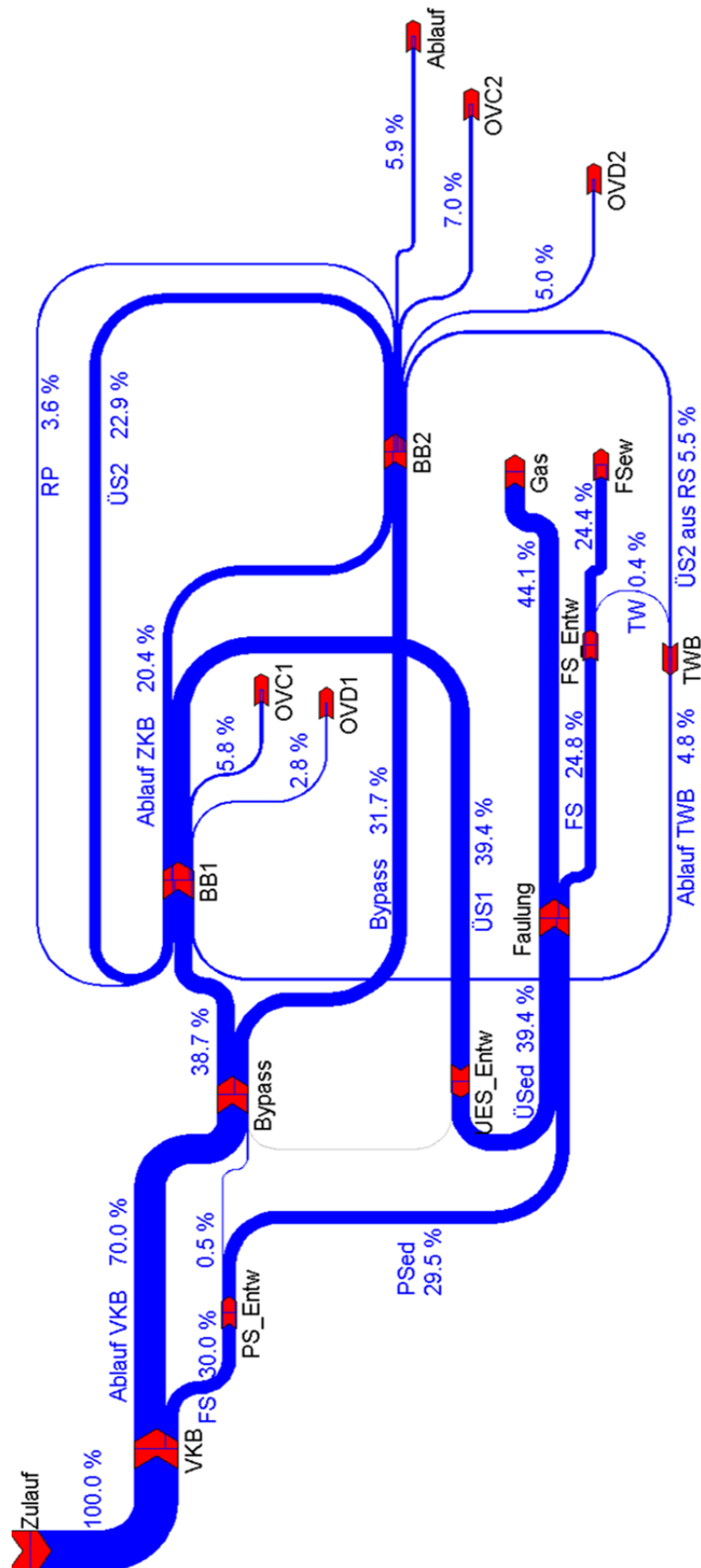


Abbildung 4: Stoffflussdiagramm der CSB-Fracht im Ausbau-Zustand mit Trübwassernitritation und 45 % Bypass (LF3) (Spindler, 2013).

Das obige Diagramm ist das Ergebnis einer dynamischen Langzeitsimulation der Hauptkläranlage Wien mit den tatsächlichen Schwankungen der Belastung wie in den vergangenen Jahren. Alle Prozessparameter sind durch entsprechende Messwerte entweder von der Großanlage oder der ca. einjährigen Pilotversuchsphase zur Schlammbehandlung abgesichert. Bei der 2-stufigen Ausführung kann auch die sehr robuste Nitrifikation des Trübwassers eingesetzt werden, weil in der ersten Stufe ausreichend organischer Kohlenstoff für die Denitrifikation vorhanden ist.

Das Ergebnis ist, dass es durch die Wahl eines energetisch vorteilhaften Reinigungsverfahrens, den Einsatz optimierter Steuerung der Sauerstoffzufuhr und den Einsatz sehr effizienter moderner maschineller Ausrüstung für Belüftung und Gasverwertung gelingt, im Jahresmittel deutlich mehr elektrische Energie aus den Abwasserinhaltsstoffen produzieren als der Betrieb der Anlage braucht. Aus wirtschaftlichen Überlegungen wird die Anlage weiterhin an das öffentliche Stromnetz angeschlossen bleiben.

Dass energieneutrale Anlagen in der Praxis möglich sind, hat in Österreich schon die Anlage Strass über viele Jahre bewiesen (Strass, Bad Ischl), sie ist international bestens bekannt. Dennoch sollte mit der Verwirklichung des EOS Projektes auf der HKA Wien (4 Mio. EW) ein neuer Standard für große Kläranlagen gesetzt werden. Es sind noch sehr viele Anlagen dieser Größenordnung weltweit zu bauen und speziell in den Entwicklungsländern mit ungesicherter Stromversorgung könnte dieses Konzept an Bedeutung gewinnen, weil eine dauernde gesicherte Energieversorgung über die Faulgasverstromung möglich wird.

7 Maschinelle Ausrüstung

Bei der Diskussion über die Minimierung des Energiebedarfes für die Sauerstoffzufuhr wird häufig übersehen, dass in vielen Fällen das größte Potenzial zur Verbesserung bei der maschinellen Ausrüstung zu finden ist. Das gilt einerseits für die Belüftungseinrichtung und andererseits für die Umwandlung von Biogas in elektrische Energie.

In beiden Fällen sind in den letzten Jahrzehnten deutliche Fortschritte bei der Verbesserung des Wirkungsgrades erzielt worden. Das Schlagwort der „energieautarken Kläranlage“ ist eng mit dieser Entwicklung verbunden. Als grober Anhalt kann man heute davon ausgehen, dass gut gewartete moderne Belüftungssysteme unter Betriebsbedingungen Sauerstofferträge von deutlich über 2 kgO₂/kWh liefern, zumindest in den N/DN Becken mit hohem

Schlammalter. Moderne Gasmotoren liefern ebenfalls unter Betriebsbedingungen ca. 4 kWh Strom je Nm³ Methan.

8 Kosten Nutzen Überlegungen (Planung und Betrieb)

Wie die Ergebnisse des Österreichischen Abwasserbenchmarkings zeigen, sind die Energiekosten immer noch vergleichsweise wenig bedeutend für die Gesamtkosten, sie liegen bei den größeren Anlagen bei ca. 15% der Betriebskosten. Da die Kapitalkosten etwa doppelt so hoch sind wie die Betriebskosten machen die Energiekosten etwa 5 bis 7% der Jahreskosten aus. Der Einfluss der Energiekosten auf die Abwassergebühren ist dann noch deutlich geringer, weil diese auch die Kosten für Bau und Betrieb der Kanalisation enthalten.

Bei der Minimierung der Kosten für die Abwasserentsorgung spielt die Energieminimierung zwar eine wichtige Rolle und sollte nie aus den Augen verloren werden, aber vor allem in der zeitlichen Abfolge der geplanten Verbesserungen können andere Schwerpunkte wichtiger sein.

Bei den Kosten für den Fremdbezug von (elektrischer) Energie ist noch zu beachten, dass diese stark von den Bereitstellungsgebühren für Spitzenenergie beeinflusst werden. Je höher die Abdeckung des Eigenenergiebedarfes durch Faulgasverstromung wird, desto größer werden auch die Anforderungen beim Energiemanagement bezüglich der Kostenminimierung.

Die derzeit auftretenden starken Schwankungen der Energiepreise machen es schwierig, die Amortisationszeiten für Investitionen zur Energieminimierung verlässlich zu berechnen. Die Stromkosten sind zudem stark von massiven Eingriffen des Staates in die Preisgestaltung abhängig, die die Umstellung der Energieversorgung auf erneuerbare Energieformen begünstigen soll. Die Entwicklung von Kläranlagen, die mehr Energie liefern als sie verbrauchen ist sicher ein Beitrag zu diesem Ziel, allerdings sollte der Beitrag auch nicht überschätzt werden. Der Leistungsbedarf für die Abwasserreinigung liegt in der gleichen Größe wie die Standbyleistung unserer Haushaltsgeräte (> 10W/Einwohner).

Der Beitrag der Abwasserreinigung zum Gewässerschutz dagegen ist fundamental.

Wenn neben der Schonung fossiler Brennstoffe auch eine Minimierung der Emission klimawirksamer Gase angestrebt wird, muss man beachten, dass auf Kläranlagen neben CO₂ auch Methan und N₂O emittiert werden. Schon relativ

geringe Emissionen der letzten beiden Gase kann den Klimaeffekt der Energieeinsparung sehr rasch wettmachen (Parravicini 2015).

9 Ausblick

Die derzeitige Diskussion um das Thema Abwasserreinigung wird von zwei neuen Aspekten stark beeinflusst:

- Wiederverwendung des gereinigten Abwassers bis hin zur direkten Verwendung in der Trinkwasserversorgung
- Rückgewinnung der Abwasserinhaltsstoffe als Wertstoffe um ihre „Verluste“ durch Dissipation zu minimieren.

Die Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser besonders in ariden Klimazonen ist seit langem Stand der Technik und erhält durch den weltweiten Bevölkerungszuwachs und die gleichzeitige Verstädterung laufend zusätzliche Bedeutung vor allem in vielen Schwellen- und Entwicklungsländern. Die Hauptdiskussion geht heute vermehrt in Richtung der Entwicklung von neuen urbanen Wassersystemen und ihre Anpassung an die spezifische lokale Situation.

Die Rückgewinnung der Abwasserinhaltsstoffe hat beim Phosphor bereits einen weltweiten Widerhall gefunden. In der Forschung wird auch seit vielen Jahren versucht neue Wertstoffe aus Abwasser zu gewinnen und zu vermarkten (Kunststoff, Polyelektrolyte, Stickstoffdünger). Der Erfolg hält sich bisher in Grenzen. Eine neue Initiative hat zum Ziel, die chemische Industrie für die Nutzung des Rohstoffs „Abwasser“ zu gewinnen (Verstraete 2014).

Die Zukunft bleibt also spannend.

10 Literatur

Barnard J. (1973). Biological denitrification. *Water Pollut. Control*, **72**, 705-717.

Cao Y.S., Kwok B.H., Yong W.H., Chua S.C., Wah Y.L. and Yahya A.G. (2013). The main stream partial nitrification-anammox nitrogen removal in the largest full-scale activated sludge process in Singapore *WEF-IWA Nutrient Removal and Recovery, 2013: Tendency and Future*, Jul. 28-31 2013. Vancouver, Canada

Kroiss H., Cao Y. (2013): Energy considerations. In: *Activated Sludge - 100 Years and Counting*; Editor(s): David Jenkins, University of California at Berkeley, USA and Jiri Wanner, Institute of Chemical Technology, Prague, Czech Republic, ISBN: 9781780404936

- Kroiss H., Svardal K., (2009): Energiebedarf von Abwasserreinigungsanlagen. *ÖWAW Heft* 11-12/ 09
- Ludzack F.G. and Ettinger M.B. (1962). Controlling operation to minimize activated sludge effluent nitrogen. (1962) Controlling operation to minimize activated sludge effluent nitrogen. *J. Water Pollut. Control Fedn*, **34**, 920-931.
- Matsché N. (1972). The elimination of nitrogen at the treatment plant of Vienna Blumental. *Water Res.* **6**, 485-486.
- Parravicini V. (2015): Klimarelevante Emissionen aus der Abwasserentsorgung, *Wiener Mitteilungen Bd. 232. Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien*
- Reichel M. (2015): Schlammfaulung mit erhöhtem Feststoffgehalt – Chancen, Grenzen, Herausforderungen. Dissertation an der TU Wien, Jänner 2015
- Spindler A. (2013) Verfahrenstechnische Auslegung der 1. Stufe der Hauptkläranlage Wien auf der Grundlage der dynamischen Simulation. Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der TU Wien.
- Svardal K., Kroiss H. (2011). Energy requirements for waste water treatment. *Water Sci. Technol.*, **64**(6), 1355-1361
- Svardal K. (2012): Die energieautarke Kläranlage. *Wiener Mitteilungen Band 226, pp 203 – 2016; Institut für Wassergüte der TU Wien*
- Verstraete W. (2014): Resource recovery; new realities and leading practices. *Keynote lecture at the Lisbon IWA World Water Congress.* <https://vimeo.com/112915572> (Februar 2015)
- Wett B., Omari A., Podmirseg S. M., Han M., Akintayo O., Gómez Brandón M., Murthy S., Bott C., Hell M., Takács I., Nyhuis G. and O'Shaughnessy M.: Going for mainstream deammonification from bench to full scale for maximized resource efficiency. *Water Sci. Technol.*, **68**(2), 283-289

Korrespondenz an:

Em.O.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Dr.h.c. Helmut Kroiss

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/226

1040 Wien

Tel.: +43 (0)664 605887000

Mail: hkroiss@iwag.tuwien.ac.at

Der Energieverbrauch österreichischer Kläranlagen

Stefan Lindtner, Fiona Vohryzka

Ingenieurbüro kaltesklareswasser, 1020 Wien

Abstract: Die effiziente Nutzung energetischer Ressourcen ist gegenwärtig von großem Interesse, weshalb auch im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft die Steigerung der Energieeffizienz ein wesentliches Thema darstellt. Dieser Beitrag beschäftigt sich mit dem Energieverbrauch von österreichischen Kläranlagen und zeigt Potentiale und Möglichkeiten zur Steigerung der Energieeffizienz von Kläranlagen auf. Auf Basis der Daten des Kläranlagenleistungsvergleiches der vom Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) organisierten Kläranlagenachbarschaften, können hochrepräsentative Daten ausgewertet werden, welche einen sehr guten Überblick über den Energieverbrauch von Kläranlagen in Österreich ermöglichen. Ergänzend und vertiefend dazu stehen den Autoren die Daten des ebenfalls vom ÖWAV organisierten Kläranlagenbenchmankings zur Verfügung. Diese Daten geben vor allem für Kläranlagen > 5.000 EW-Ausbau auch einen Einblick in den Energieverbrauch einzelner Prozesse einer Kläranlage. Auf Basis dieser beiden Datenquellen wird dann eine Berechnung von Einsparpotentialen österreichischer Kläranlagen getroffen. Abschließend wird die grundsätzliche Vorgangsweise bei der Energieoptimierung von Kläranlagen zusammenfassend dargestellt und ein praxisnahes Berechnungsbeispiel, wie eine Kläranlage mit Faulung „energieautark“ betrieben werden kann, vorgestellt.

Key Words: Energieverbrauch, Kläranlagen, Benchmarking, Kosten

1 Einleitung

Der Energieverbrauch – und damit die Energiekosten – einer Kläranlage entspricht der Summe aus elektrischem und fossilem Energiebedarf (Öl, Gas). Im Wesentlichen werden die Energiekosten von den Kosten für elektrische Energie dominiert. Diese Kosten wiederum resultieren aus dem elektrischen Energieverbrauch, dem durchschnittlichen Preis je zugekaufter Kilowattstunde sowie dem Anteil des auf der Anlage produzierten elektrischen Stromes am gesamten elektrischen Energieverbrauch.

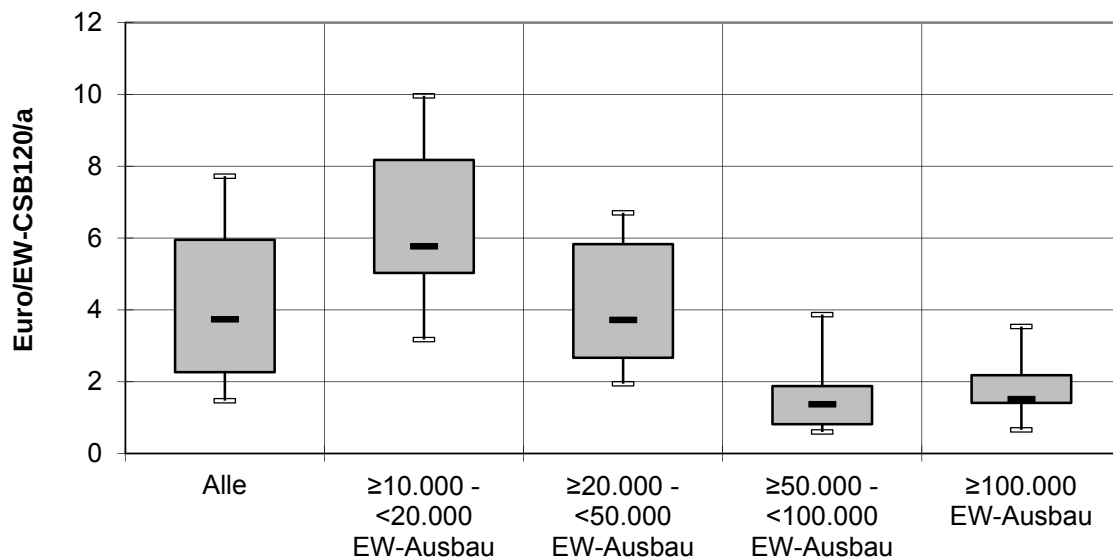


Abbildung 1: Energiekosten in Abhängigkeit von der Ausbaugröße

Wie aus Abbildung 1 abgeleitet werden kann, weisen Anlagen < 20.000 EW-Ausbau höhere Energiekosten auf als größere Anlagen. Die Strombezugskosten je Kilowattstunde liegen durchschnittlich bei 0,1 Euro/kWh und variieren unabhängig von der Kläranlagengröße nur geringfügig. Die höheren Energiekosten von kleineren Anlagen resultieren aus der Verfahrensart. Anlagen < 20.000 EW-Ausbau sind vorwiegend als Anlagen mit aerober Stabilisierung ausgeführt und benötigen daher systembedingt mehr elektrische Energie, gleichzeitig weisen diese Anlagen aufgrund des fehlenden Faulgases keine Eigenstromerzeugung auf.

Die Energiekosten sind im Durchschnitt der insgesamt 101 beim Abwasserbenchmarking untersuchten kommunalen Kläranlagen für 16 % der Gesamtbetriebskosten verantwortlich. Aus Untersuchungen in Deutschland (vgl. Müller, E.A. 1999 und Haberkern, B. 1998) sind ähnlich hohe Energiekostenanteile bekannt.

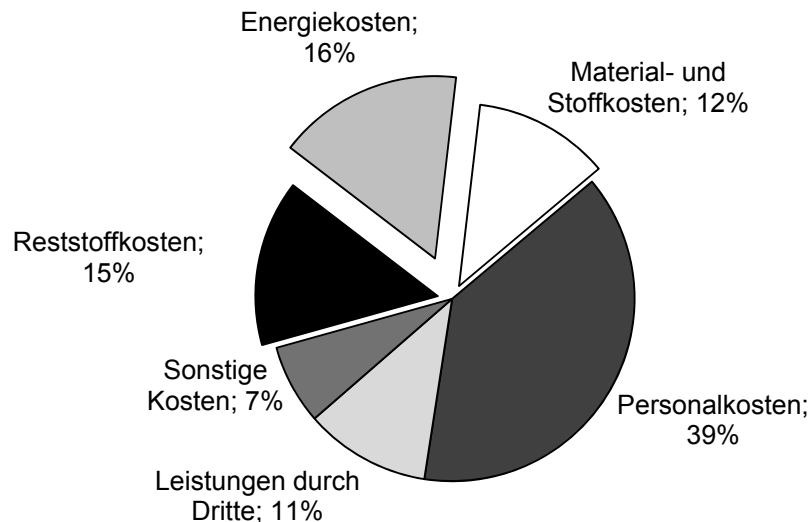


Abbildung 2: Betriebskostenverteilung österreichischer Kläranlagen

2 Energiedatenauswertung verfügbarer Datenquellen

Abgesehen von Literaturwerten stehen den Autoren zwei für Österreich sehr repräsentative Datenquellen zur Energiedatenauswertung zur Verfügung:

- 1) Kläranlagenleistungsvergleich der Kläranlagennachbarschaften (=KAN)
- 2) Benchmarkingdaten von insgesamt 101 kommunalen Kläranlagen

2.1 Kläranlagennachbarschaften

Im Zuge des Kläranlagenleistungsvergleiches werden Energiedaten ab dem Untersuchungsjahr 2007 miterhoben. Abgefragt werden dabei der elektrische Energieverbrauch der Kläranlage, die Eigenstromabdeckung sowie der Faulgasanfall (seit 2010). Je nach Untersuchungsjahr werden von 850 bis 900 Kläranlagen verwertbare Angaben zum Energieverbrauch der Kläranlagen gemacht, was einer sehr hohen Repräsentanz entspricht. Dem Vorteil der hohen Datendichte steht der Nachteil der nur sehr groben Plausibilitätsprüfung sowie dem Fehlen von Detailinformationen gegenüber. Zusammenfassend kann aus den Daten der Kläranlagennachbarschaften folgendes abgelesen werden:

- Im Untersuchungsjahr 2013 sind von 871 ARAs (Vorjahre 894, 875, 881, 884 bzw. 880) der Energieverbrauch, die Zulaufwassermenge und die CSB-Zulaufkonzentration angegeben, sodass ein spez. Energieverbrauch in kWh/EW-CSB120/a berechnet werden kann.
- Der Gesamtenergieverbrauch aller österreichischen Kläranlagen kann mit rund 560 GWh/a abgeschätzt werden.

- Die Eigenstromerzeugung, berechnet aus der angegebenen Eigenstromabdeckung, kann mit rund 140 GWh/a abgeschätzt werden, was einer Eigenstromabdeckung von 25 % entspricht.
- Der Faulgasanfall beträgt pro Jahr rund 90 Mio. Kubikmeter.

Von den 871 Kläranlagen, von denen ein spez. Energieverbrauch berechnet wird, müssen nochmals 63 Kläranlagen aufgrund unplausibler Daten ausgeschieden werden, sodass der spez. Energieverbrauch von insgesamt 808 Kläranlagen nach Größenklassen und Art der Stabilisierung in Tabelle 1 gruppiert zusammengefasst werden kann.

Tabelle 1: Energieverbrauch österreichischer Kläranlagen
(Daten der Kläranlagennachbarschaften 2013)

	aerobe Stabil. ≤ 500 EW	aerobe Stabil. > 500 EW	aerobe Stabil. > 5.000 EW	aerobe Stabil. > 50.000 EW	Faulungs- anlagen ≤ 50.000 EW	Faulungs- anlagen > 50.000 EW	Alle ARAs
25-%-Wert	55	39	32	27	26	24	33
Median	89	55	42	33	32	27	47
75-%-Wert	124	78	54	38	49	36	67
Anzahl	31	410	206	8	109	44	808

Abbildung 3 zeigt den Zusammenhang von spezifischem Faulgasanfall der Kläranlagen mit Faulung und dem angegebenen Eigenversorgungsgrad. Aus der Darstellung kann abgeleitet werden, dass einige Anlagen einen spez. Faulgasanfall von mehr als 30 Liter/EW-CSB120/d angegeben haben. Geht man davon aus, dass je Einwohnerwert im Zulauf mit 15 bis maximal 30 Liter je Tag gerechnet werden kann, so zeigt sich, dass ca. 30 % der Anlagen entweder Cofermente oder Fremdschlamm übernehmen oder ein Problem mit der Faulgasmengenmessung haben. Aus der Abbildung kann zudem abgeleitet werden, dass es in Österreich sechs energieautarke Kläranlagen gibt, wenn man energieautark so interpretiert, dass im Jahresmittel gleich viel Energie auf der Kläranlage erzeugt wie verbraucht wird.

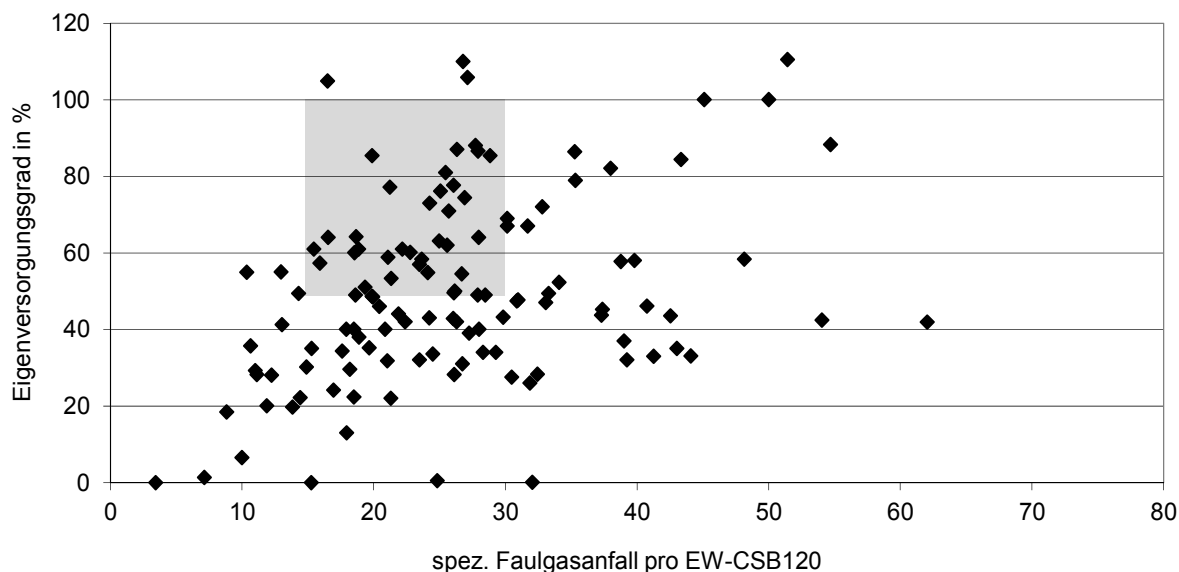


Abbildung 3: Spez. Faulgasanfall und Eigenstromversorgung
(Daten der Kläranlagennachbarschaften 2013)

2.2 Benchmarking

Beim Kläranlagenbenchmarking wurden seit dem Geschäftsjahr 2003 insgesamt 101 kommunale Kläranlagen untersucht, wobei nicht nur der Gesamtenergieverbrauch, sondern auch der Energieverbrauch der beim Benchmarking untersuchten Prozesse einer Kläranlage abgefragt wurde. Zum Vergleich der Werte der Benchmarkingteilnehmer mit jenen der KAN wird in Tabelle 2 der spez. Energieverbrauch der Benchmarkingteilnehmer nach Größenklassen und Art der Stabilisierung gruppiert. Bei Benchmarkingteilnehmern, die in mehreren Jahren teilgenommen haben, wird ein Mittelwert gebildet.

Tabelle 2: Energieverbrauch der beim Benchmarking teilgenommenen Kläranlagen
(Daten des Kläranlagenbenchmarking 2003 bis 2013)

	aerobe Stabil. ≤ 500 EW	aerobe Stabil. > 500 EW	aerobe Stabil. > 5.000 EW	aerobe Stabil. > 50.000 EW	Faulungs- anlagen ≤ 50.000 EW	Faulungs- anlagen > 50.000 EW	Alle ARAs
25-%-Wert	-	-	34	35	29	25	29
Median	-	-	43	35	36	29	37
75-%-Wert	-	-	51	35	43	35	47
Anzahl	0	0	39	1	41	20	101

Dort, wo ein Vergleich zwischen Benchmarkingteilnehmern und KAN aufgrund der Teilnehmeranzahl möglich ist (Kläranlagen > 5.000 EW-Ausbau), sieht man, dass recht ähnliche Energieverbräuche erzielt werden. Dies bedeutet, dass auch die folgenden detaillierten Auswertungen der Benchmarkingteilnehmer repräsentativ für alle Kläranlagen in Österreich angenommen werden können.

Abbildung 4 zeigt den spezifischen Energieverbrauch der Benchmarkingteilnehmer, wobei Anlagen mit Faulung und jene mit aerober Stabilisierung unterschiedlich gekennzeichnet werden. Die Abbildung zeigt, dass ein paar wenige Kläranlagen mit einem spezifischen Energieverbrauch von 20 kWh/EW₁₂₀/a auskommen, einzelne Anlagen jedoch auch mehr als 60 kWh/EW₁₂₀/a benötigen. Zwei Ausreißer werden aufgrund unplausibler Datenlage für die weiteren Datenauswertungen ausgeschieden. Der Median der 60 Faulungsanlagen liegt bei 33 kWh/EW₁₂₀/a und jener der 39 aerob stabilisierenden Kläranlagen um 10 kWh/EW₁₂₀/a höher.

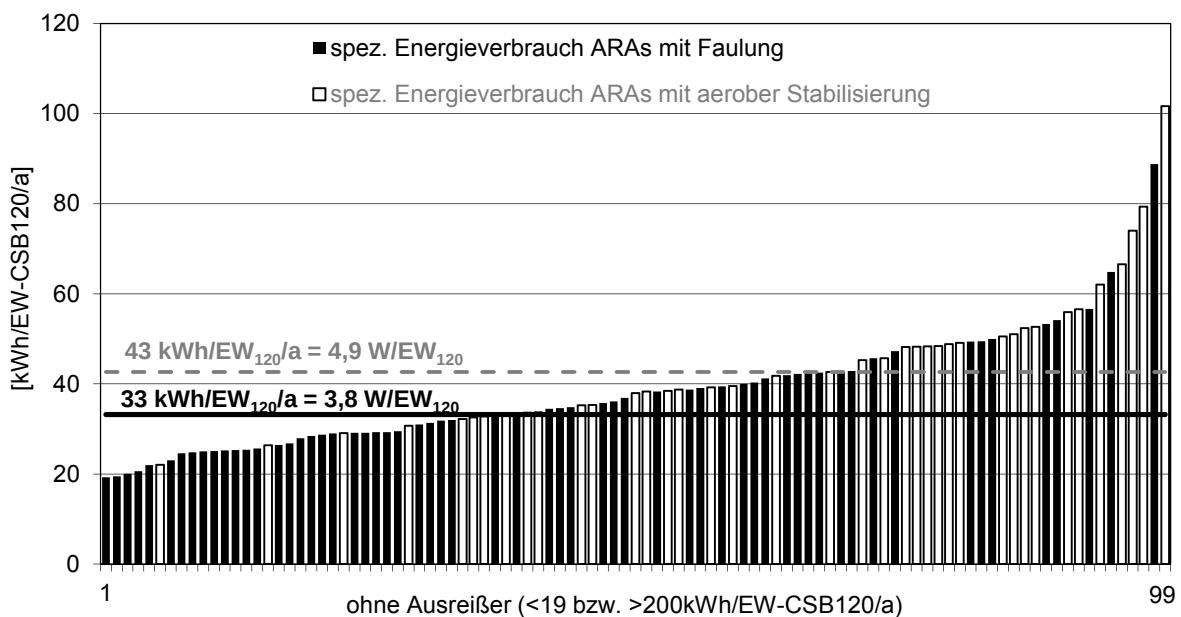


Abbildung 4: Energieverbrauch der beim Benchmarking teilgenommenen Kläranlagen (Daten des Kläranlagenbenchmarking 2003 bis 2013)

Gliedert man den Energieverbrauch auf die beim Benchmarking abgefragten Energieverbräuche der vier Hauptprozesse und zwei Hilfsprozesse auf, so ist der Prozess 2 – die mechanisch-biologische Abwasserreinigung – für rund 2/3 des Gesamtenergieverbrauches einer Kläranlage verantwortlich. Das restliche Drittel verteilt sich dann fast gleichmäßig auf den Prozess 1 (11 %), die Prozesse 3 und 4 (jeweils 8 %) und die Hilfsprozesse mit insgesamt 6 Prozent des

Gesamtenergieverbrauches. Hinzugefügt werden muss, dass nicht alle beim Benchmarking teilnehmenden Kläranlagen den Energieverbrauch der Prozesse auch messtechnisch erfassen.

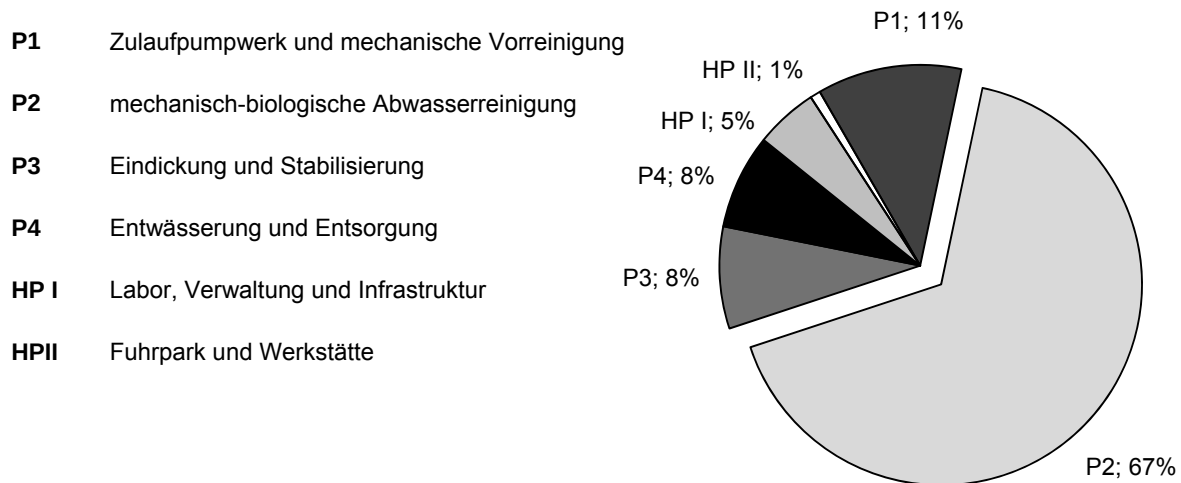


Abbildung 5: Verteilung des Energieverbrauchs auf die Prozesse

Interessanter als die prozentuelle Aufteilung auf die Prozesse ist die Darstellung des spezifischen Energieverbrauches der Prozesse, wobei in Abbildung 6 die Medianwerte der Prozesse, getrennt nach Anlagen mit Faulung und aerob stabilisierenden Anlagen, dargestellt werden. Dabei zeigt sich wieder, dass aerob stabilisierende Kläranlagen um 10 kWh/EW₁₂₀/a mehr an Energie für die Belüftung benötigen als Anlagen mit Faulung.

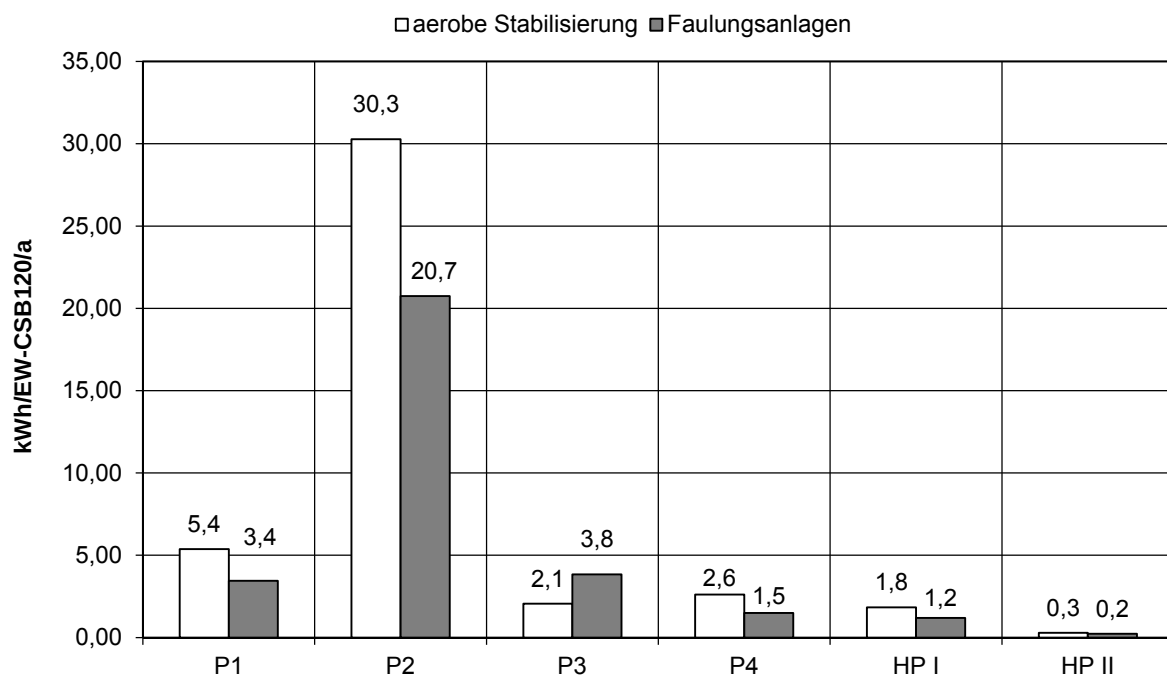


Abbildung 6: Spezifischer Energieverbrauch der Prozesse

3 Berechnung von Einsparpotentialen

Der Berechnung eines für alle österreichischen Kläranlagen erzielbaren maximalen Einsparpotentials werden die in Tabelle 1 bzw. Abbildung 7 dargestellten Energieverbräuche zugrunde gelegt und mit einem je Gruppe festgelegten Zielwert verglichen. Für Kläranlagen mit Faulung wird dabei von einem Minimalwert von 20 kWh/EW_{120/a} ausgegangen, für große Anlagen mit aerober Stabilisierung mit 30 kWh/EW_{120/a} und für Kläranlagen < 5.000 EW-Ausbau mit 50 kWh/EW_{120/a}.

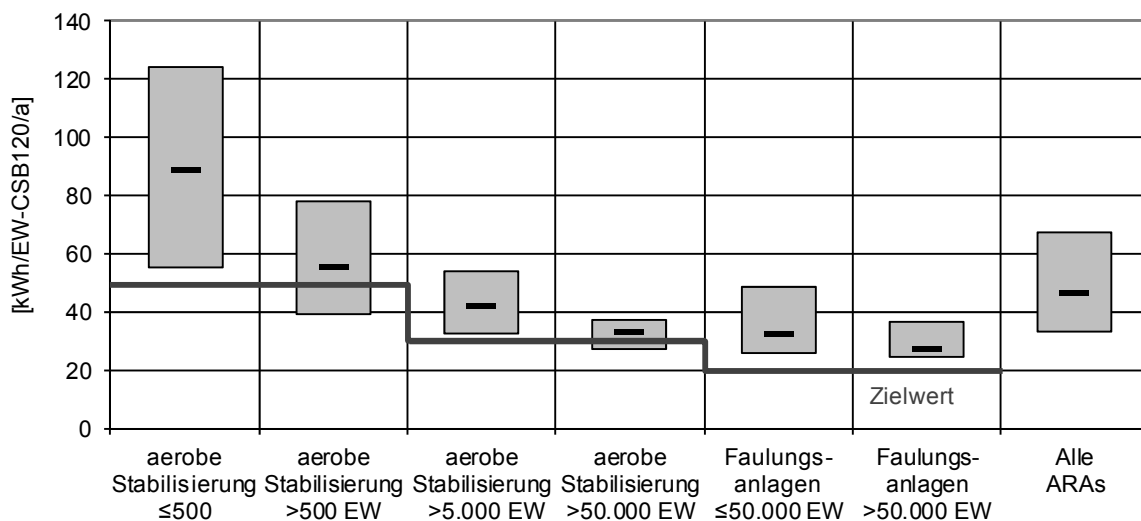


Abbildung 7: Energieverbrauch österreichischer Kläranlagen und Zielwert je Gruppe (Daten der Kläranlagennachbarschaften 2013)

Abbildung 8 zeigt das je nach Größengruppe und Art der Stabilisierung berechnete Einsparpotential. Einerseits wird das maximale Einsparpotential berechnet, indem der Zielwert (=abwassertechnischer Minimalwert) der Berechnung zugrunde gelegt wird. Andererseits wird davon ausgegangen, dass zumindest der Medianwert je Gruppe von allen Kläranlagen der jeweiligen Gruppe erreicht wird. Geht man davon aus, dass zumindest der Medianwert der jeweiligen Gruppe erreicht wird, so errechnet sich daraus ein jährliches Einsparpotential von 50 GWh. Wenn alle Kläranlagen den Zielwert erreichen würden, verdoppelt sich das Einsparpotential auf rund 100 GWh pro Jahr. Bei einem Energieverbrauch aller Kläranlagen von 560 GWh bedeutet dies ein Einsparpotential von 10 bis maximal 20 Prozent. Das größte Potential – rund 40 % des Gesamtpotentials – weisen die 44 Faulungsanlagen mit einer Ausbaugröße von mehr als 50.000 EW-Ausbau auf.

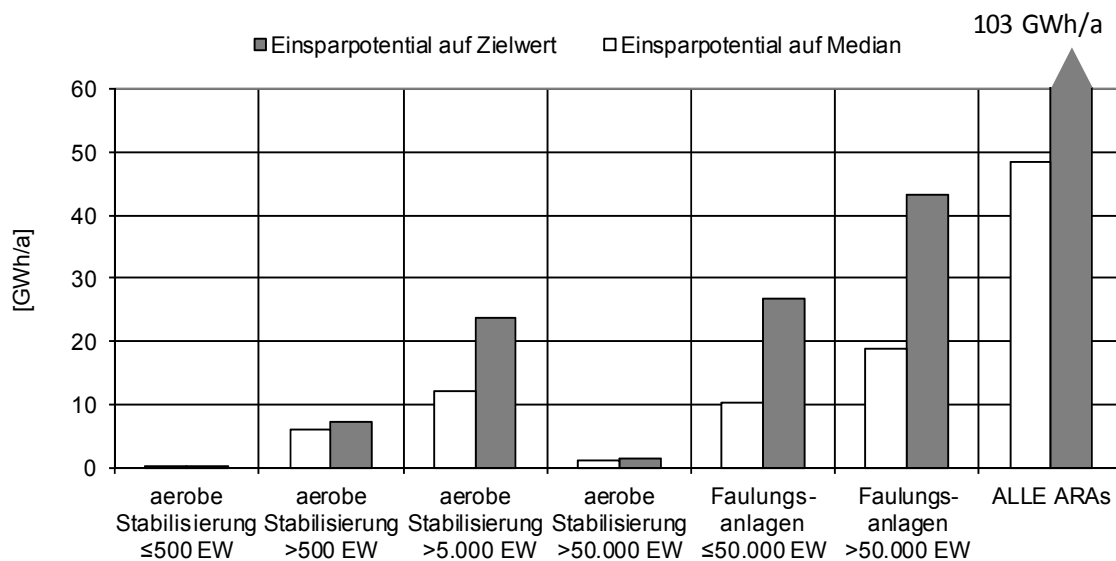


Abbildung 8: Einsparpotentiale je Größengruppe und Art der Stabilisierung

4 Maßnahmen zur Energieeinsparung

Welche Maßnahmen bei welcher Kläranlage zum größten Nutzen in Bezug auf die Energieoptimierung führen, hängt stark von den jeweiligen anlagenspezifischen Gegebenheiten ab. Die Vorgangsweise zur Erkennung, wo die größten Potentiale gegeben sind bzw. mit welchen Energieverbräuchen auf einer Kläranlage gerechnet werden muss, wird im Kapitel 4.1 zusammengefasst. Im folgenden Kapitel 4.2 wird anhand eines praxisnahen Beispiels gezeigt, wie durch das Bündeln von Maßnahmen (Energieverbrauch und Energiebereitstellung) eine Kläranlage mit Faulung sogar energieautark gemacht werden kann.

4.1 Einsparpotentiale erkennen

Nur wenn man die Energieverbraucher kennt, kann der Energieverbrauch einer Kläranlage optimiert werden. Vor allem bei Kläranlagen mit hohem Energieverbrauch ist es wesentlich, den elektrischen Energieverbrauch der in Tabelle 3 zusammengefassten Verbrauchergruppen bestimmen zu können. Wird der elektrische Energieverbrauch dieser Verbrauchergruppen nicht messtechnisch erfasst, ist die Erstellung einer Verbrauchermatrix (vergleiche Leitfaden für die Erstellung eines Energiekonzeptes) aller wesentlichen elektrischen Energieverbraucher der Kläranlage hilfreich. Wie die vorangegangenen Darstellungen (vergleiche Abbildung 4) gezeigt haben, ist der Prozess der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung für rund 2/3 des

Gesamtenergieverbrauches einer Kläranlage verantwortlich. Die getrennte Erfassung von Belüftungsenergie, Rührenergie und des Energieverbrauches für das Pumpen des Rücklaufschlammes, ist bei Kläranlagen mit hohem Verbrauch in diesem Prozess zwingend erforderlich. Nur dann können konkrete Maßnahmen für die Reduktion des Energieverbrauches gesetzt werden.

Tabelle 3: Verbrauchergruppen einer Kläranlage und Normalbereich dieser

	Normalbereich		
Kläranlage gesamt	20	50	kWh/EW₁₂₀/a
1) Zulaufpumpwerk und mechanische Vorreinigung	2,5	5,5	kWh/EW₁₂₀/a
1.1 Zulaufpumpwerk	1,5	3,5	kWh/EW ₁₂₀ /a
1.2 Rechen	0,5	1	kWh/EW ₁₂₀ /a
1.3 Sand- u. Fettfang	0,5	1	kWh/EW ₁₂₀ /a
2) Mechanisch-biologische Abwasserreinigung	14,5	33	kWh/EW₁₂₀/a
2.1 Belüftung	11,5	22	kWh/EW ₁₂₀ /a
2.2 Rührwerk	1,5	4,5	kWh/EW ₁₂₀ /a
2.3 RS-Pumpen	1	4,5	kWh/EW ₁₂₀ /a
2.4 Sonstiges (VKB, NKB,...)	0,5	2	kWh/EW ₁₂₀ /a
3) Schlammbehandlung	2	7	kWh/EW₁₂₀/a
3.1 MÜSE und stat. Eindicker	0,5	1	kWh/EW ₁₂₀ /a
3.2 Faulung	1	2,5	kWh/EW ₁₂₀ /a
3.3 Schlammentwässerung	0,5	3,5	kWh/EW ₁₂₀ /a
4) Infrastruktur	1	4,5	kWh/EW₁₂₀/a
4.1 Heizung	0	2,5	kWh/EW ₁₂₀ /a
4.2 sonstige Infrastruktur	1	2	kWh/EW ₁₂₀ /a

4.2 Energieautarkie von Kläranlagen

Beim folgenden Berechnungsbeispiel einer energieautarken Kläranlage wird von einer Kläranlage mit durchschnittlich 24.500 EW₁₂₀ und einem spez. elektrischen Energieverbrauch von 30 kWh/EW₁₂₀/a. ausgegangen, welche einen Energiebedarf von jährlich 735.000 kWh aufweist. Das anfallende Faulgas (199.500 m³/a und 65 % CH₄) wird mithilfe eines BHKW verstromt und liefert 350.122 kWh pro Jahr an elektrischer Energie, was auf einen elektrischen Wirkungsgrad von 27 % des BHKWs schließen lässt. Insgesamt können 48 % des erforderlichen Energiebedarfs damit abgedeckt werden.

Um diese Kläranlage energieautark zu gestalten, werden die folgenden vier möglichen Maßnahmen näher untersucht:

Reduktion des spez. Energieverbrauches

Übernahme von Biomasse (= Speiseresten) zur Cofermentation

Ersatz des alten BHKW zur Steigerung des el. Wirkungsgrades

Installation einer Photovoltaikanlage

1. Reduktion des spez. Energieverbrauches

Die Reduktion des spezifischen Energieverbrauches um 5 kWh/EW120/a wird durch verschiedene effizienzsteigernde Maßnahmen ermöglicht. Dies bedeutet eine Reduktion des Gesamtenergieverbrauches auf insgesamt 612.500 kWh/a um **122.500 kWh/a**.

2. Übernahme von Biomasse (= Speiseresten) zur Cofermentation

Durch die Übernahme von 1 Tonne Speiseresten je Tag wird die anfallende Faulgasmenge um rund 46.000 m³ erhöht. Die angegebene Menge an Speiseresten wird anhand der angeschlossenen 19.600 Einwohner und einer Literaturangabe von 18 kg/a an Speiseresten je Einwohner abgeschätzt. Die übernommenen Speisereste und das daraus gewonnene Faulgas liefern bei einem Wirkungsgrad von 27 % zusätzlich **80.500 kWh/a** elektrische Energie.

3. Ersatz des alten BHKW zur Steigerung des Wirkungsgrades

Die Steigerung des BHKW-Wirkungsgrades von 27 % auf 36 % bringt zusätzliche elektrische Energie des Faulgases:

- aus Klärschlamm in der Höhe von **117.000 kWh/a**,
- aus Cofermentaten in der Höhe von **27.000 kWh/a**.

4. Installation einer Photovoltaikanlage

Durch die Errichtung einer 200-m²-Photovoltaikanlage (200 kWh/m²/a) kann erneuerbare elektrische Energie in der Höhe von 40.000 kWh/a erzeugt werden.

Zusammenfassend lässt sich für dieses Berechnungsbeispiel festhalten, dass die Reduktion des Energieverbrauches um 5 kWh/EW₁₂₀/a sowie die Steigerung des BHKW-Wirkungsgrads von 27 auf 36 % jeweils etwa 120.000 kWh/a an Reduktion bez. Effizienzsteigerung gebracht haben. Die Übernahme der Speisereste des Einzugsgebietes führt bei einem BHKW-Wirkungsgrad von 27 % zu einer elektrischen Energieproduktion von 80.500 kWh/a. Steigert sich der Wirkungsgrad auf 36 %, können zusätzlich 27.000 kWh/a an elektrischer Energie gewonnen werden. Zur Erreichung der Energieautarkie der Kläranlage im Berechnungsbeispiel ist schließlich eine sehr effiziente Photovoltaikanlage mit einer Fläche von 200 m² erforderlich.

Ein spez. elektrischer Energieverbrauch von weniger als 25 kWh/EW₁₂₀/a bedeutet, dass für die Erreichung der Energieautarkie der BHKW-Wirkungsgrad weniger hoch sein muss und/oder die übernommene Menge an Cofermentationsprodukten geringer sein kann und/oder die zu errichtende Fläche an Photovoltaik sich verringert. Hinzugefügt werden muss, dass für die Cofermentation ein ausreichendes Faulraumvolumen vorhanden sein bzw. zusätzliches Volumen errichtet werden muss. Bei einer Reduktion des spezifischen Energieverbrauches bis zu 20 kWh/EW₁₂₀/a handelt es sich schließlich um eine abwasserbütig energieautarke Kläranlage. In diesem Fall ist für die Energieautarkie weder Cofermentation noch Photovoltaik erforderlich, wenn ein BHKW-Wirkungsgrad von 35 % sichergestellt werden kann.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass **Kläranlagen mit Faulung** dann **energieautark** betrieben werden können, wenn folgende Bedingungen erfüllt sind:

1. Die Kläranlage muss einen Energieverbrauch von 25 kWh/EW₁₂₀/a oder weniger aufweisen.
2. Der BHKW-Wirkungsgrad muss bei 35 % oder mehr liegen.
(Annahme: 24 Liter Faulgas/EW₁₂₀/d und CH₄-Gehalt von 65 %)
3. Alle Speisereste des Einzugsgebietes werden zur Cofermentation übernommen (Annahme: 18 kg/EW₁₂₀/a)
4. Eine Photovoltaikanlage mit einer spez. Fläche von mindestens 1 m²/100*EW₁₂₀ wird errichtet.

5 Literatur

- Agis, H. (2002): „Energieoptimierung von Kläranlagen in Benchmarking in der Abwasserentsorgung“, Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser-Gewässer, Band 176, Seiten 133-177. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der Technischen Universität Wien
- Kroiss, H., Svardal, K. (2009): „Energiebedarf von Abwasserreinigungsanlagen“, Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Heft 11-12, Wien
- Lindtner, S. (2008): „Leitfaden für die Erstellung eines Energiekonzeptes kommunaler Kläranlagen“, Ministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Ministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien
- Lindtner, S. (2011): „Energieautarke Kläranlagen“, Grundlagenpapier, Amt der NÖ-Landesregierung - Abteilung Siedlungswasserwirtschaft
- Müller, E. A., Kopel B., Künti T., Pinnekamp J., Seibert-Erling G., Böcker K. (1999): "Handbuch - Energie in Kläranlagen". Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- Nowak, O. (2000): Möglichkeiten von Energieeinsparmaßnahmen auf Abwasserreinigungsanlagen durch das Betriebspersonal, Kläranlagen Nachbarschaften Folge 8, Wien
- Spatzierer, G. (2014): „21.ÖWAV – Kläranlagen-Leistungsvergleich – Berichtsjahr 2013“, Kläranlagen Nachbarschaften. Informationsreihe Betriebspersonal Abwasseranlagen - Folge 22, Österreichischer Wasser und Abfallwirtschaftsverband, Wien

Korrespondenz an:

Dr. Stefan Lindtner

Ingenieurbüro k2W

Obere Augartenstraße 18A/5/1

Tel.: +43 1 3339081

Mail: lindtner@k2w.at

Elektrische Lastverschiebung in der Abwasserreinigung – Kommunale Kläranlagen als Bestandteil smarter Energiesysteme?

Otto Nowak¹, Peter Enderle², Martin Schloffer³, Evelyn Lang³

¹Nowak Abwasser Beratung, Ingenieurbüro, Eisenstadt

²iwConsulting Engineers e.U. (iwConsult), Graz

³4ward Energy Research GmbH, Wien/Graz

Abstract: Smart Grids, smarte Energiesysteme, sind seit einigen Jahren im Fokus von Energiewirtschaft und Energieforschung. Dabei geht es darum durch entsprechende Steuerungsmaßnahmen den Energieverbrauch im regionalen Kontext an das Energiedargebot anzupassen. Die Überlegungen zu Smart Grids werden jetzt zunehmend auf die kommunale Infrastruktur und somit auch auf die Abwassereinigung ausgedehnt. Dazu ist ein elektrisches Lastmanagement erforderlich, welches u.a. die Verschiebung des Stromverbrauchs in der Zeitachse, die so genannte „Lastverschiebung“, beinhaltet. „Lastverschiebung in der Abwasserreinigung“ ist Gegenstand eines Forschungsprojekts, welches derzeit durchgeführt wird. Im Zuge der Bearbeitung hat sich herausgestellt, dass Lastmanagement für die meisten Betreiber von Stromnetzen aufgrund der engen gesetzlichen und regulativen Vorgaben derzeit kein Thema ist. Diese Vorgaben können sich aber rasch ändern und daher wäre es für den Kläranlagenbetrieb vorteilhaft zu wissen, inwieweit der Stromverbrauch einzelner Anlagenteile oder Aggregate im zeitlichen Verlauf verschoben werden kann. Dies wird an einem Beispiel dargestellt, in dem versucht wird den Stromverbrauch einer Kläranlage mit simultaner Schlammstabilisierung der Leistungskurve einer Photovoltaik-Anlage anzupassen.

Key Words: smarte Energiesysteme, Lastverschiebung, Energieanalyse von Kläranlagen, dynamische Simulation von Belebungsanlagen

1 Einführung

„Smart Grids“ sind seit einigen Jahren in aller Munde. Nach der Definition der „Technologieplattform Smart Grids Austria“ (2015) sind Smart Grids Stromnetze, welche durch ein abgestimmtes Management mittels zeitnaher und bidirektionaler Kommunikation zwischen Netzkomponenten, Erzeugern,

Speichern und Verbrauchen einen energie- und kosteneffizienten Systembetrieb für zukünftige Anforderungen unterstützen.

Landläufig ausgedrückt bzw. in der Praxis versteht man unter „Smart Grid“ primär die Anpassung des Stromverbrauchs an die Stromproduktion bzw. an das Energieangebot in einer Region. Dabei standen bislang vornehmlich Haushalte bzw. Gebäude im Fokus, wie auch aus Abbildung 1 ersichtlich wird.

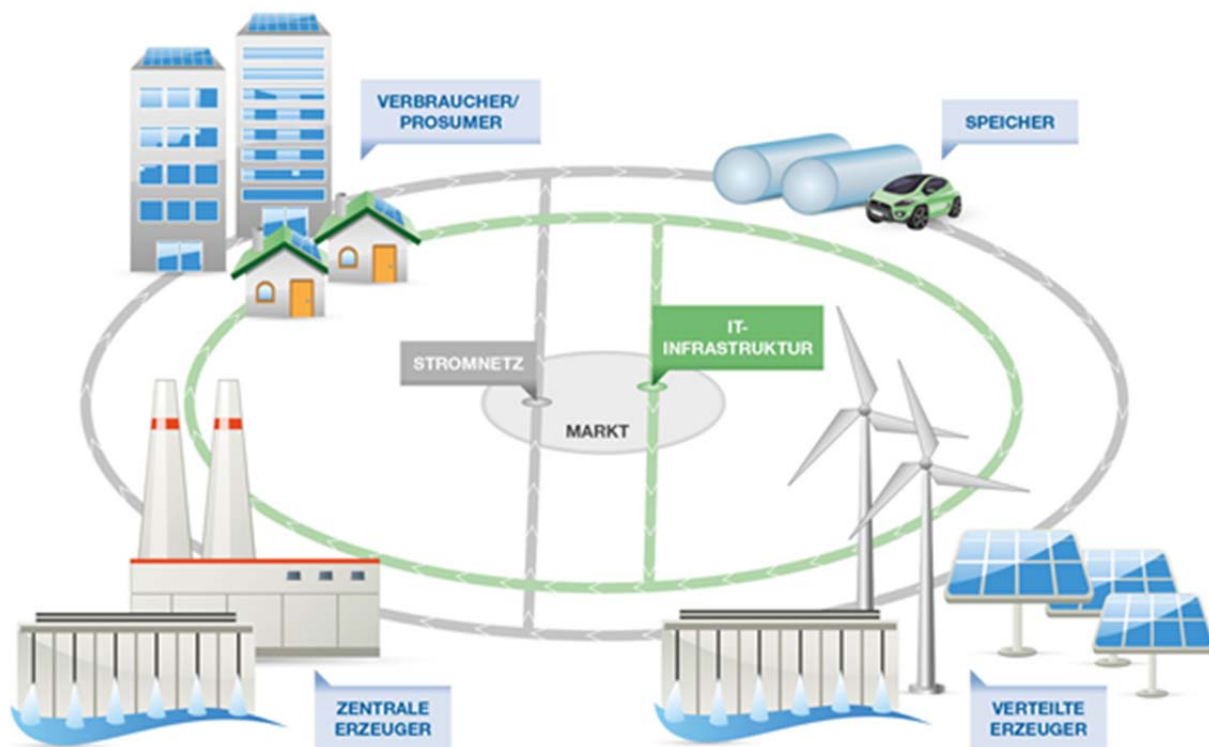


Abbildung 1: Prinzipiskizze „Smart Grid“ (Technologieplattform Smart Grids Austria, 2015)

Ausgangspunkt für die Überlegungen zu „Smart Grids“ bzw. zur Einführung „smarter Energiesysteme“ waren einerseits die sehr starken kurzfristigen Strompreisschwankungen am Großhandelsmarkt, andererseits aber auch der zunehmend höhere Anteil an Strom aus dezentralen Erzeugungsanlagen, wie Windkraft und Photovoltaik, der das System der Stromerzeugung schlechter steuerbar macht. Der höhere Anteil an Wind- und PV-Strom ist vermutlich auch eine der Ursachen für die stärkeren Schwankungen des Großhandelspreises für Strom – neben der Liberalisierung des Strommarktes.

Während also zunächst und vor allem die privaten Verbraucher bei Überlegungen zu „smarten Energiesystemen“ im Vordergrund standen, gibt es seit geraumer Zeit auch Ansätze Industrie und Gewerbe sowie Unternehmen der (kommunalen) Infrastruktur in „Smart Grids“ einzubinden.

Um zu untersuchen inwieweit kommunale Kläranlagen in „smarte Energiesysteme“ integriert werden können, wurde das Forschungsprojekt „Lastverschiebung in der Abwasserreinigung – Kommunale Kläranlagen als Bestandteil smarter Energiesysteme“ (*Loadshift ARA*) gestartet, welches sich derzeit in der Endphase befindet, aber noch nicht abgeschlossen ist.

Ein weiteres Ziel „smarter Energiesysteme“ ist es den Stromtransport über größere Distanzen möglichst gering zu halten um auf diese Weise die Fernleitungsnetze zu entlasten und somit das Erfordernis nach einem weiteren Netzausbau im Rahmen zu halten. Diese Ziele sollen durch regionales Strommanagement, also durch *Lastverschiebung im regionalen Kontext*, erreicht werden. Dazu läuft im Moment gerade ein Forschungsprojekt als Demonstrations- bzw. Pilotprojekt in einer ostösterreichischen urbanen Region, in welches neben privaten und öffentlichen Gebäuden auch Industriebetriebe sowie das Wasserwerk und die Kläranlage eingebunden sind.

2 Lastverschiebung in der Infrastruktur aus energietechnischer und netzrelevanter Sicht

2.1 Grundlagen

2.1.1 Der österreichische Strommarkt

Die Liberalisierung des österreichischen Strommarkts im Jahr 2001 hatte wesentliche technische und organisatorische Änderungen für die Marktteilnehmer zur Folge. Das aktuelle österreichische Marktmodell basiert auf folgenden Grundprinzipien:

- Der Betrieb der Netze ist von den übrigen, im Wettbewerb befindlichen Bereichen, wie Erzeugung, Handel und Vertrieb, getrennt.
- Verteilnetzbetreiber sind im Wesentlichen für den sicheren Betrieb des Netzes, die Messdatenerfassung und die Verwaltung der Netzbenutzerdaten verantwortlich.
- Übertragungsnetzbetreiber haben neben dem Betrieb der Übertragungsnetze in ihrer Rolle als Regelzonenführer die Aufgabe, zu jedem Zeitpunkt die Ausgeglichenheit von Erzeugung und Bedarf sicherzustellen.
- Damit Verbraucher, Erzeuger, Lieferanten und Händler beliebige Geschäfte untereinander abwickeln können, wurde ein sogenanntes Bilanzgruppensystem eingeführt.

- Jeder Netzbenutzer (Verbraucher oder Erzeuger) hat jeweils einen Vertrag mit den betroffenen Netzbetreibern und mit einem Lieferanten bzw. Händler seiner Wahl abzuschließen.
- Die in das Netz eingespeisten bzw. entnommenen Strommengen werden grundsätzlich als ¼-Stundenwerte prognostiziert bzw. abgerechnet. Erzeuger und Verbraucher mit weniger als 50 kW Anschlussleistung oder weniger als 100.000 kWh Erzeugung bzw. Produktion pro Jahr (im wesentlichen Haushalte und Gewerbebetriebe) werden in der Regel aber nur einmal pro Jahr gemessen. Für alle anderen Netzbenutzer werden Erzeugung bzw. Verbrauch als ¼-Stundenwerte erfasst.

2.1.2 Marktteilnehmer und Aufgaben

Durch die Liberalisierung der Energiemärkte wurden neue Marktteilnehmer und Rollen geschaffen und die Rechte und Pflichten der bestehenden Marktteilnehmer verändert. Im Folgenden werden die relevanten Marktteilnehmer beschrieben (E-Control, 2013):

Einspeiser: Ein Erzeuger oder ein Elektrizitätsunternehmen, der oder das elektrische Energie in ein Netz abgibt.

Regelzonenführer: Der für die Leistungs-Frequenz-Regelung in einer Regelzone verantwortliche Marktteilnehmer. Durch die Koordination von Regelkraftwerken ist sicherzustellen, dass ein Gleichgewicht zwischen Erzeugung und Verbrauch herrscht und die Soll-Netzfrequenz von 50 Hz eingehalten wird.

Netzbetreiber: Ein Betreiber eines Übertragungs- oder Verteilernetzes mit einer Nennfrequenz von 50 Hz. Der Netzbetreiber ist außerdem für die Ordnungsgemäße Zählung, die vertrauliche Verwaltung der Daten der Netzbenutzer und die diskriminierungsfreie Übermittlung der Informationen an alle Marktteilnehmer verantwortlich und gewährleistet, dass nur Berechtigte die ihnen zustehenden Daten erhalten.

Übertragungsnetzbetreiber: Eine natürliche oder juristische Person oder eingetragene Personengesellschaft, die verantwortlich ist für den Betrieb, die Wartung sowie erforderlichenfalls den Ausbau des Übertragungsnetzes und gegebenenfalls der Verbindungsleitungen zu anderen Netzen sowie für die Sicherstellung der langfristigen Fähigkeit des Netzes, eine angemessene Nachfrage nach Übertragung von Elektrizität zu befriedigen. Übertragungsnetzbetreiber sind in Österreich die Verbund-Austrian Power Grid AG, die TIWAG-Netz AG und die VKW-Übertragungsnetz AG.

Verteilnetzbetreiber (VNB) ist verantwortlich für den Betrieb, die Wartung sowie erforderlichenfalls den Ausbau des Verteilernetzes in einem bestimmten Gebiet und gegebenenfalls der Verbindungsleitungen zu anderen Netzen. Durch die Verknüpfungen mit dem Verbundnetz steht der Verteilebene ein stabiles Netz zur Verfügung, welches hohe Leistungen abgeben, aber auch aufnehmen kann. In Österreich gibt es 124 Verteilnetzbetreiber, wobei mehr als $\frac{3}{4}$ davon in der Steiermark beheimatet sind. Die Verteilnetzbetreiber müssen sicherstellen, dass beim Kunden die Spannungsqualität eingehalten wird. Der VNB ist demnach für die Spannungshaltung zuständig und muss mit seinen vorhandenen Mitteln die Spannung innerhalb der vorgeschriebenen Grenzen (EN50160) halten können. Zusätzlich kann es zu lokalen Überlastungen aufgrund von hohen Stromflüssen kommen, falls sich ungünstige Erzeuger/Verbraucher-Konstellationen ergeben.

2.1.3 Netzregelung und Systemdienstleistungen

Für eine sichere Stromversorgung muss zu jedem Zeitpunkt exakt so viel Strom erzeugt werden, wie verbraucht wird. Es braucht ein Gleichgewicht, das den Betrieb des Stromnetzes bei einer konstanten Frequenz von 50 Hz sicherstellt. Im europäischen Übertragungs- und Verbundnetz gewährleisten die Regelzonenführer über die Leistungs-Frequenz-Regelung die Funktionsfähigkeit und die Stabilität der Stromnetze. In Österreich übernimmt der Übertragungsnetzbetreiber die Verantwortung bzw. die Aufgaben des Regelzonenführers. Dem Regelzonenführer stehen die Primärregelung, Sekundärregelung und Tertiärregelung (=Minutenreserven) als Werkzeuge zur Ressourcenverteilung zur Verfügung. Dabei werden Differenzen zwischen erzeugter und verbrauchter Leistung, die zu einer Änderung der Netzfrequenz führen, durch entsprechende Regelvorgänge bei Erzeugungseinheiten ausgeglichen (Abbildung 2).

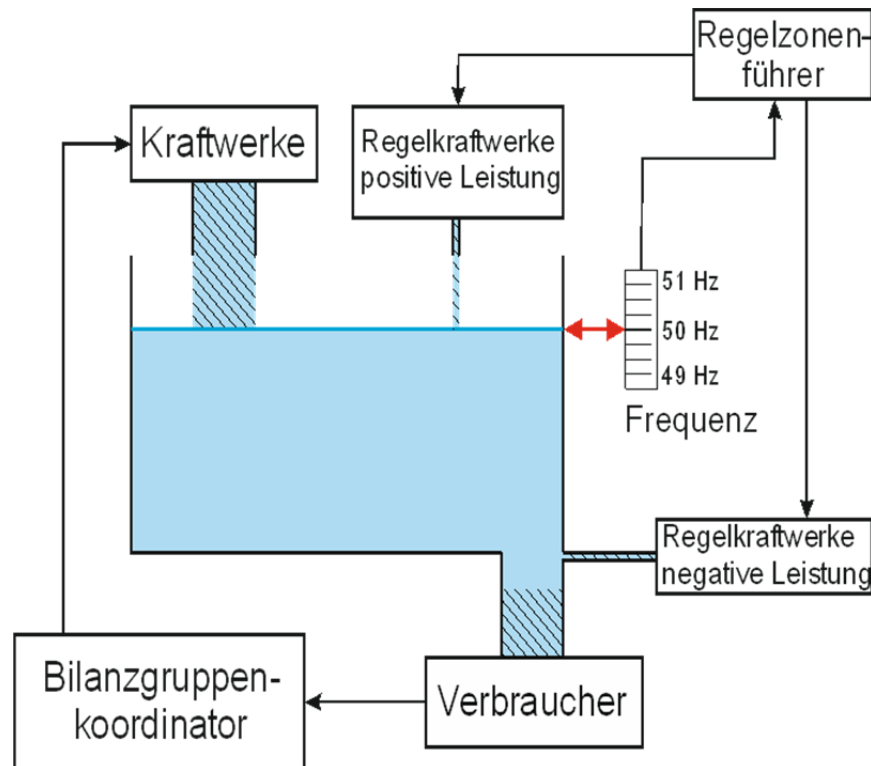


Abbildung 2: Prinzipskizze Leistungs-Frequenz-Regelung von Stromnetzen

Für die Bereitstellung positiver und negativer Regelenergie kommen sowohl Erzeugungsanlagen als auch Stromverbraucher infrage (Abbildung 3). Dabei können Speicher Verbraucher und zum Teil auch Erzeuger sein (Kraft, 2013).

	Positive Minutenreserve	Negative Minutenreserve
	Einsatz bei: Verbrauch > Erzeugung	Einsatz bei: Verbrauch < Erzeugung
Erzeugungsanlagen  (z.B. Notstromaggregate, BHKW und Biomasse-Anlagen, etc.)	 Leistung erhöhen oder „EIN“	 Leistung absenken oder „AUS“
Stromverbraucher 	 Last absenken oder „AUS“	 Last erhöhen oder „EIN“

Abbildung 3: Erzeugungsanlagen und Stromverbraucher im Regelenergiemarkt (Kraft, 2013)

Die Regelenenergiressourcen unterscheiden sich grundsätzlich hinsichtlich der Aktivierungs- und Änderungsgeschwindigkeiten. Die Primärregelung stabilisiert innerhalb weniger Sekunden die Frequenz bei einem Leistungsungleichgewicht. Die Sekundärregelung führt mit Zeitkonstanten im Minutenbereich die Frequenz wieder auf die Sollfrequenz zurück und stellt innerhalb ihrer Regelzone ein Leistungsgleichgewicht her. Die Tertiärregelung dient zur Ablösung der Sekundärregelung und wird üblicherweise manuell aktiviert.

Für die Tertiärregelenergie wurde ein eigener Markt etabliert, über den die fehlende oder überschüssige Energie bezogen bzw. abgegeben werden kann. In diesem oft auch als Ausgleichsenergiemarkt bezeichneten Markt können vom Regelzonenführer präqualifizierte Erzeuger und Verbraucher day-ahead Energie anbieten, die kurzfristig geliefert oder zusätzlich aufgenommen werden kann. Für die Aufbringung der Tertiärregelleistung erfolgt in der Regelzone APG, die Gesamtösterreich umfasst, eine Ausschreibung, an der nach technischer Präqualifikation für Bezug bzw. Lieferung von Tertiärregelreserve teilgenommen werden kann. Die ausgeschriebenen üblichen Mengen in der Regelzone APG sind +280 MW Leistungserhöhung (d.h. der Anbieter liefert an das Netz) und -125 MW Leistungsreduktion (d.h. Anbieter entnimmt Energie aus dem Netz).

2.2 Lastmanagement / Demand-Side-Management

2.2.1 Begriffserklärung(en)

Unter Lastmanagement, auch als Demand-Side-Management bezeichnet, versteht man, dass Verbraucher ihren Strombedarf dem jeweiligen Stromangebot im Netz anpassen. Das Demand-Side-Management umfasst dabei alle nachfrageseitigen Maßnahmen, die Einfluss auf die Art und Höhe der Energienachfrage nehmen.

Demand Response lässt sich aufgrund der zeitlichen Auswirkung vom Begriff „Demand-Side-Management“ abgrenzen, da es zeitlich kurzräumiger ist. Demand-Side-Management bezieht sich grundsätzlich auf Energieeffizienz- und andere Energiesparmaßnahmen zur strategischen Entwicklung des Energieverbrauchs. Demand-Response beeinflusst das Elektrizitätssystem kurzfristiger und es steht die Flexibilisierung des Verbrauchs und nicht die Stromeinsparung im Vordergrund. Demand-Response umfasst Maßnahmen zur Beeinflussung der Lastkurven durch Vermeidung von Spitzenlasten, sowie die Verschiebung von Spitzenlasten.

Innerhalb dieses erweiterten Elektrizitätssystems kommt den Verbrauchern auch eine aktive Rolle zu. In Abbildung 4 sind verschiedene Lastmanagementstrategien aufgeführt.

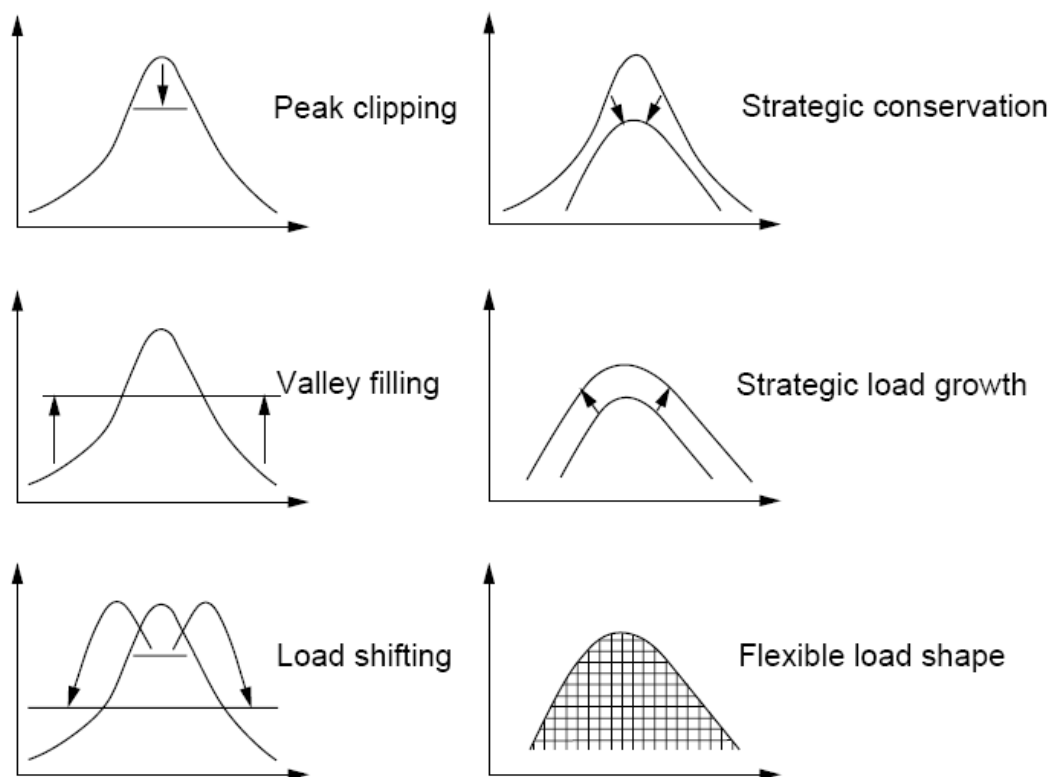


Abbildung 4: Handlungsalternativen zur Lastgangbeeinflussung im Rahmen von Lastmanagement (Abaravicius & Pyrko, 2006)

Für die Integration der dezentralen und fluktuierenden Erzeugung sowie die Reduktion von Spitzenlast sind in Zukunft „Peak Clipping“, „Valley Filling“ und „Load Shifting“ und vor allem eine „Flexible Load Shape“ gefragt, bei der die Nachfragekurve nicht nach einem ex-ante bestimmbar Muster angepasst wird, sondern jeweils einer sich stochastisch ändernden Erzeugung folgt.

Für die Teilnahme am Lastmanagement sind grundsätzlich alle Verbraucher in den Sektoren Industrie, Gewerbe, Handel und Dienstleistungen und private Haushalte geeignet, deren Stromverbrauch unterbrechbar oder zeitlich verschiebbar ist. Diese Eigenschaft weisen einerseits Verbraucher auf, die aufgenommene elektrische Energie zwischenspeichern können, und andererseits zeitvariable Verbraucher, die auch ohne Speichermöglichkeit zum Lastmanagement beitragen können, indem sie ihren Stromverbrauch durch eine geänderte Nutzung verschieben oder verändern.

2.2.2 Potenziale des Lastmanagements

Zur Ermittlung der Potenziale von Lastmanagement ist damit, neben den technischen Verschiebepotenzialen, auch die Bereitschaft der Verbraucher zum Lastmanagement zu betrachten. Hier entscheiden nicht zuletzt die ökonomischen Vorteile, die sich aus Kundensicht erzielen lassen, über das realisierbare Lastmanagementpotenzial. Der Jahresstromverbrauch der einzelnen Technologien kann als maximales Verschiebepotenzial betrachtet werden. Diese Obergrenze wird jedoch durch technische und gebrauchtsabhängige Restriktionen verringert. Um das tatsächlich zur Verfügung stehende Lastmanagementpotenzial bestimmen zu können, muss der für das Lastmanagement zur Verfügung stehende Anteil bestimmt werden. Für eine erste Abschätzung der Potentiale kann ein vereinfachtes 4-Quadranten-Modell angewandt werden, das in Abbildung 5 dargestellt ist und mit dem die identifizierten Potentiale grob eingeordnet werden können.

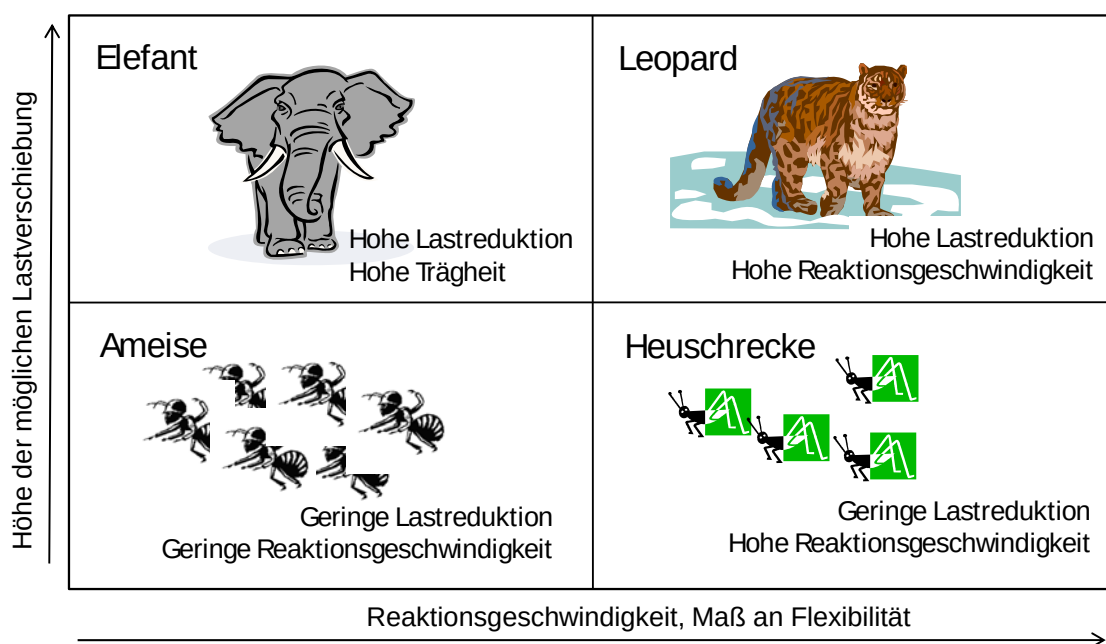


Abbildung 5: Grobkategorisierung von Lastverschiebungspotentialen (Hinterberger & Polak, 2011)

So können z.B. in der Schwerindustrie alleine durch das Abschalten einzelner großer Stromverbraucher bereits sehr hohe Lastreduktionen erzielt werden (Quadrant links oben in Abbildung 5). Industrieanlagen und Prozesse, durch deren Abschalten sowohl hohe Lastreduktionen wie auch schnelle Reaktionszeiten erzielbar sind (Quadrant rechts oben) sind für Lastverschiebungen sehr gut geeignet. In den unteren Quadranten sind in vielen Fällen die Kosten für die Lastverschiebung deutlich geringer, da die Verschiebung oft keinerlei direkte

Auswirkungen auf die eigentlichen Prozesse hat (z.B. beim Verschieben von Pumpleistungen, wenn genügend Speichervolumen vorhanden ist).

Neben der Höhe des Verschiebungspotentials und der Reaktionsgeschwindigkeit sind vor allem die Kosten der einzelnen Lastverschiebungsmaßnahmen entscheidend für die Umsetzbarkeit der Maßnahmen.

2.2.3 Anreize zum Lastmanagement

Grundsätzlich bestehen folgende Möglichkeiten für *Lastverschiebungen*:

- Selbstständige (koordinierte) Verhaltensänderung der Verbraucher
- Vertraglich geregelte Fremdsteuerung durch Netzbetreiber

Um diese Möglichkeiten für Lastverschiebungen nutzen zu können, sind monetäre Anreize unumgänglich. Aktuell bestehen in Hinblick auf mögliche Anreize allerdings starke Einschränkungen durch die rechtlichen bzw. regulatorischen Rahmenbedingungen.

Die Stromkosten setzen sich grundsätzlich zusammen aus

- im Bereich Netz: Systemnutzungsentgelt und
- im Bereich EVU: Strompreis.

Das **Systemnutzungsentgelt** besteht aus folgenden Komponenten:

- Netznutzungsentgelt,
- Netzverlustentgelt,
- Netzzutrittsentgelt,
- Netzbereitstellungsentgelt,
- Systemdienstleistungsentgelt,
- Entgelt für Messleistungen,
- Entgelt für sonstige Leistungen und
- ggf. Entgelt für internationale Transaktionen

Diese Komponenten werden bis auf das Netzzutrittsentgelt und das Entgelt für internationale Transaktionen durch die Regulierungsbehörde per Verordnung als Festpreise bzw. als Höchstpreis festgelegt. Die Tarife sind verbindlich und stehen (auch hinsichtlich der Höhe) nicht zur Disposition des Netzbetreibers oder der Verbraucher.

Das Netznutzungsentgelt ist als Kostenersatz für die Errichtung, den Ausbau, die Instandhaltung und den Betrieb des Netzsystems zu sehen. Die Regulierungsbehörde hat die Möglichkeit, das Netznutzungsentgelt unter Berücksichtigung einheitlicher Tarifstrukturen zeitvariabel und/oder lastvariabel zu gestalten. Dies geschieht zurzeit allerdings nicht. Dabei könnten sowohl zeit- als auch lastvariable Netznutzungsentgelte einen finanziellen Anreiz darstellen Verbraucherverhalten zu ändern bzw. eine Verlagerung der Lasten dem Netzbetreiber zu überlassen.

Das Netzverlustentgelt stellt einen Kostenersatz für Energiemengen zum Ausgleich physikalischer Netzverluste dar. Die Regulierungsbehörde hat keine Ermächtigung das Netzverlustentgelt zeitvariabel und/oder lastvariabel zu gestalten. Zeit- bzw. lastvariable Netzverlustentgelten sind nach der derzeitigen Rechtslage nicht möglich.

Das Systemdienstleistungsentgelt ist nur von Einspeisern > 5MW zu zahlen und kann daher keinen Beitrag zur Lastverschiebung leisten.

Das Netzzutrittsentgelt weist kein Potential auf, den Verbrauchern einen Anreiz zur Lastverschiebung zu bieten.

Das Netzbereitstellungsentgelt ist ein einmaliger Kostenersatz für den Ausbau des Netzes und steht daher in keinem Bezug zur Lastverschiebung.

Im Gegensatz zu den Systemnutzungsentgelten ist der **Strompreis** seit der Liberalisierung nicht mehr reguliert. Er kann vom jedem Lieferanten eigenständig festgesetzt werden. Bei der Festsetzung des Strompreises wäre daher mehr Variabilität möglich. Lieferanten sind grundsätzlich befugt Mehrfachtarifzeiten einzuführen. Unter Mehrfachtarifzeiten versteht man gemäß § 81 Abs. 7 ElWOG (2015) Tarife mit zeitvariablen Komponenten, wie z. B. drei unterschiedliche Tarifzeiten pro Tag. Dafür sind jedenfalls keine elektrizitätsrechtlichen Anpassungen erforderlich. Aufgrund des konsumentenschutzrechtlichen Transparenzgebots ist jedoch die Transparenz der Tarife zu gewährleisten.

Zusammenfassend kann zu den monetären Anreizen zur Lastverschiebung festgestellt werden, dass von den Systemnutzungsentgeltkomponenten allein das Netznutzungsentgelt Verbraucher motivieren könnte ihre Lasten freiwillig zu verschieben. Dies könnte mittels einer zeit- und/oder lastvariablen Tarifstruktur erreicht werden. Das bereits vorhandene zeitvariable Netznutzungsentgelt könnte variabler, also zeitlich engmaschiger, ausgestaltet werden. Ein lastvariables Netznutzungsentgelt ist rechtlich möglich, bedürfte allerdings der Festlegung durch die Regulierungsbehörde. Netzbetreiber dürfen aber nicht eigenmächtig ein geringeres Netznutzungsentgelt verrechnen, als es festgelegt

ist. Neue Systemnutzungsentgeltkomponenten dürfen nicht eingeführt werden. Die Einführung variabler Strompreise wäre nach österreichischer Rechtslage möglich.

3 Das Projekt „Loadshift ARA“

3.1 Der Aufbau des Projekts

In der Bearbeitung des Projekts „Lastverschiebung in der Abwasserreinigung – Kommunale Kläranlagen als Bestandteil smarter Energiesysteme“ (*Loadshift ARA*) wurden zunächst in Hinblick auf Stakeholder der Elektrizitätswirtschaft vornehmlich mit den Netzbetreibern, aber auch mit den Stromlieferanten Interviews in Hinblick auf ihr Interesse am Thema Lastverschiebung in der Infrastruktur und insbesondere auf Abwasserreinigungsanlagen geführt.

Parallel dazu wurden mit jeweils etwa 7 Kläranlagenbetreibern zwei Workshops – eines eher im Osten und eines im Westen des Landes – abgehalten. Dabei wurde sowohl räumlich als auch hinsichtlich der Anlagengröße die gesamte Palette der kommunalen Abwasserreinigung in Österreich erfasst. Die Kläranlagenbetreiber stammten aus dem gesamten Bundesgebiet von Vorarlberg bis ins Burgenland. Die durchschnittliche Belastung der bei diesen Workshops vertretenen Kläranlagen lag zwischen rund 4.000 und 250.000 EW.

Ziel dieser Workshops war es gemeinsam mit den Praktikern die Variabilität der auf Kläranlagen installierten Anlagenteile bzw. der in Hinblick auf die aufgenommene elektrische Leistung wesentlichen Aggregate bezüglich ihres Stromverbrauchs im zeitlichen Verlauf auszuloten.

Im Anschluss an diese Workshops wurden vier Kläranlagen für die detaillierte Analyse des Lastverschiebungspotenzials ausgewählt. Zwei der vier Kläranlagen, die näher untersucht wurden (und werden), werden mit simultaner aerober Schlammstabilisierung, die beiden anderen mit Vorklärung und Schlammfäulung betreiben. Die Kläranlagen mit aerober Stabilisierung weisen eine durchschnittliche Anlagenbelastung von rund 4.000 EW bzw. ca. 20.000 EW auf. Bei den Anlagen mit Schlammfäulung entspricht die Anlagenbelastung im Mittel rund 45.000 EW bzw. rund 250.000 EW.

Bei den untersuchten Kläranlagen, auf die sich die weitere Arbeit fokussiert hat (bzw. noch fokussiert), wurden zunächst die Belastungsdaten mittels Bilanzierung verifiziert. Danach wurden die einzelnen Teilprozesse in Hinblick auf ihren Stromverbrauch eingehend analysiert (siehe Pkt. 4.2).

In einem nächsten Schritt wurde überlegt, welche Verbraucher 24 Stunden pro Tag kontinuierlich durchlaufen müssen bzw. welche Verbraucher nur über wenige Stunden betrieben werden oder betrieben werden können und inwieweit deren Energieverbrauch dementsprechend in Zeiten mit höherem Stromdargebot verschoben werden kann. In welchem Ausmaß sich der Energieverbrauch für die Belüftung des Belebungsbeckens verschieben lässt, wurde mittels dynamischer Simulation nach dem „Activated Sludge Model No. 1“ (ASM1) (Henze *et al.*, 1987) untersucht. Dazu wurden zuvor typische Tagesganglinien des Abwasserzuflusses sowie der CSB- sowie Gesamt-N- bzw. $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkonzentration erhoben. Ein entsprechendes Beispiel ist unter Punkt 5 erläutert.

3.2 Erfahrungen aus dem Projekt – die Elektrizitätswirtschaft betreffend

Im Zuge der Interviews, die mit den Netzbetreibern geführt wurden, hat sich herausgestellt, dass die Mehrzahl der Netzbetreiber am Thema Lastverschiebung (oder „Demand-Side-Management“) nicht wirklich interessiert sind, wobei allerdings festzuhalten ist, dass sich einige (wenige) Netzbetreiber aus strategischen Gründen mit diesem Thema beschäftigen.

Der Grund für das Desinteresse dürfte an den derzeitigen engen gesetzlichen sowie regulativen Rahmenbedingungen liegen. Für die Netzbetreiber ist kein wirtschaftlicher Anreiz gegeben in Richtung „Smart Grid“ zu denken. So wurde von einem Netzbetreiber sinngemäß zu Ausdruck gebracht, dass das, *was mehr an Einnahmen da ist, weniger vergütet wird*. Auch scheinen die bestehenden Stromnetze zumindest momentan über eine ausreichende Kapazität verfügen. Es wurde jedenfalls kein Netzbetreiber gefunden, für den derzeit eine technische Notwendigkeit besteht im Sinne eines Lastmanagements steuernd einzugreifen.

Etwas anders stellt sich die Situation bei den Stromlieferanten dar, die ja nun zumindest (gesellschafts-)rechtlich vom Netzbetrieb getrennt sind. Diese wären aus ökonomischen bzw. aus Marketing-Gründen zumindest teilweise am Thema Lastmanagement interessiert. Das größte Interesse haben die Stromlieferanten dabei übrigens bei großen Kläranlagen an den dort installierten größeren Blockheizkraftwerken (BHKWs), wobei sie hier am liebsten einen direkten Zugriff haben würden wollen. Nur läuft ein BHKW auf einer Kläranlage eben nicht von selbst, sondern es muss zunächst das Faulgas/Biogas erzeugt und gespeichert werden und für beides sind die jeweiligen Randbedingungen zu beachten.

Aber auch den Stromlieferanten sind durch die regulativen Rahmenbedingungen weitgehend die Hände gebunden. Es gibt derzeit demnach auch bei der Strom-

preisgestaltung keinen wirtschaftlichen Anreiz. Preisschwankungen dürfen nicht weitergegeben werden und werden daher auch nicht weitergegeben.

Jetzt kann zwar nicht ausgeschlossen werden, dass sich die gesetzliche und vor allem die regulative Situation in Hinblick auf die Flexibilität des Strompreises bzw. des Systemnutzungsentgeltes im zeitlichen Verlauf (Tagesgang) in absehbarer Zeit ändert. Der Fokus des Projekts wurde jedenfalls aufgrund dieser die Elektrizitätswirtschaft betreffenden Erfahrungen in der Folge vermehrt auf eine Optimierung der Eigennutzung des selbst erzeugten Stroms aus dem Faulgas/Biogas bzw. aus einer – gegebenenfalls – auf der Kläranlage installierten Photovoltaik-Anlage (PV-Anlage) gelegt.

4 Bisherige Erkenntnisse aus dem Projekt „Loadshift ARA“ – die Abwasserreinigungsanlagen betreffend

4.1 Mögliche Vorteile von „Lastverschiebung“ im Kläranlagenbetrieb

Da vonseiten der Elektrizitätswirtschaft kaum Interesse am „Demand-Side-Management“ besteht, erhebt sich nun die Frage, inwieweit es dann für die Betreiber von kommunalen Kläranlagen von Interesse sein kann sich mit Fragen der Lastverschiebung zu beschäftigen. Dafür gibt es aus Sicht der Autoren im Wesentlichen zwei Gründe:

- Es ist einerseits keineswegs auszuschließen, dass sich die gesetzliche Lage bzw. die regulativen Vorgaben seitens der E-Control in nächster Zeit dahingehend verändern, dass es künftig Mehrfachtarifzeiten, d.h. mehrere unterschiedliche Tarifzeiten über den Tag verteilt, geben wird. Es könnte Sinn machen schon jetzt darüber nachzudenken, wie man diese nutzen kann.
- Zum anderen gibt es auf vielen Kläranlagen heute Photovoltaik-Anlagen, wobei der erzeugte Strom in aller Regel wegen der hohen Einspeisetarife direkt in das Netz eingespeist wird. Es wurden aber auch PV-Anlagen installiert, mit denen sich keine entsprechend hohe Vergütung lukrieren lässt. Zum Teil gab und gibt es für PV-Anlagen, insbesondere im öffentlichen Bereich, ohne erhöhten Einspeisetarif Förderungen für die Errichtung. Außerdem laufen auch Stromlieferverträge mit erhöhten Einspeisetarifen irgendwann einmal aus, wahrscheinlich noch bevor die PV-Anlage das Ende ihrer Lebenszeit erreicht hat. Falls es keine hohen Einspeisetarife gibt, ist „Lastverschiebung“ für Kläranlagen mit PV dann von Interesse, wenn die Stromproduktion der PV-Anlage den Strombedarf

der Kläranlage zeitweise übersteigt. Dies kann vor allem bei Kläranlagen mit Schlammfaulung mit einem hohen Maß an Eigenstromabdeckung aus dem BHKW bzw. bei kleinen Kläranlagen mit entsprechend großen PV-Anlagen der Fall sein.

4.2 Voraussetzungen für die Lastverschiebung

Bevor man in einem konkreten Anwendungsfall über Lastverschiebung nachdenkt, ist einerseits

- sicherzustellen, dass die gemessene Anlagenbelastung der Realität entspricht – und andererseits ist jedenfalls
- eine detaillierte Energieanalyse durchzuführen.

Die Verifikation der Belastungsdaten sollte vorzugsweise anhand von Bilanzierungen erfolgen, wie in früheren Publikationen erläutert (z.B. Nowak, 1997; Nowak *et al.*, 1999b). Zusätzlich sollten zur Überprüfung der Anlagenbelastung (CSB-Zulaufkraft) die spezifische Fracht an organischer Substanz (oTS) im Klärschlamm herangezogen werden. Für Kläranlagen mit „vollständiger Schlammstabilisierung“, d.h. mit beheizter Schlammfaulung, gilt, dass die zu erwartende spezifische oTS-Fracht im Klärschlamm bei rund 18 g oTS/(EW.d) liegt – bezogen auf eine spezifische Zulaufkraft von 110 g CSB/(EW.d) (Nowak, 1995; Nowak *et al.*, 1996). Bei Kläranlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung ist die spezifische oTS-Fracht im Überschussschlamm abhängig vom Schlammalter sowie von der durchschnittlichen Temperatur im Belebungsbecken über den Bilanzzeitraum. In Abhängigkeit von diesen Parametern (Schlammalter und Temperatur im Belebungsbecken) liegt auch bei Anlagen mit simultaner aerober Stabilisierung die spezifische Klärschlammfracht in einem relativ engen Bereich (Nowak *et al.*, 1999a; Nowak, 2002).

Bei der detaillierten Energieanalyse wird von den einzelnen Teilprozessen der Stromverbrauch erfasst, entweder über die Erfassung der Betriebsstunden und die Messung der Stromaufnahme von Hand oder – vorzugsweise – durch eine kontinuierliche Strommessung. Bislang wird außer dem Gesamtstromverbrauch der Kläranlage in der Regel lediglich der Energieverbrauch der biologischen Stufe gemessen, worunter der Stromverbrauch für die Belüftung und für die Umwälzung des Belebungsbeckens verstanden wird. Als für die Energieanalyse sehr nützlich erweist sich jedenfalls die Aufzeichnung der Betriebsstunden von allen Aggregaten, die eine nennenswerte elektrische Leistung aufweisen. Die Ergebnisse dieser detaillierten Energieanalyse können dann mit gängigen Literaturwerten (Agis, 2002; Nowak, 2003; Lindtner, 2008) für den zu erwartenden spezifischen Energieverbrauch einzelner Teilprozesse verglichen werden.

Die Energieanalyse ist erforderlich, da es verständlicherweise keinen Sinn macht über Lastverschiebung, d.h. über das bewusste Variieren und Verschieben des Stromverbrauchs von einzelnen Anlagenteilen bzw. Teilprozessen im Tagesverlauf nachzudenken, wenn noch keine Energieoptimierung, soll heißen keine Minimierung des Stromverbrauchs, auf der Kläranlage vorgenommen wurde. Die Erfahrung zeigt, dass auch Prozessstufen bzw. Aggregate, die hinsichtlich ihres Stromverbrauchs von vermeintlich untergeordneter Bedeutung sind, wie z.B. das Sandfanggebläse, die Nutzwasserpumpen für die Bereitstellung von Waschwasser im Bereich der maschinellen Überschussschlammeindickung bzw. Schlammmentwässerung, einen ungerechtfertigt hohen Energieverbrauch hervorrufen können.

4.3 Möglichkeiten der Lastverschiebung in der Abwasserlinie

Die größten Stromverbraucher auf der Kläranlage sind die Belüftung des Belebungsbeckens, in der Regel gefolgt von den Aggregaten zur Umwälzung des Belebungsbeckens. Daneben sind in der Abwasserlinie einer Kläranlage noch die (quasi) kontinuierlich betriebenen Pumpen des Abwasserhebewerks (Zulaufpumpen) und der Rücklaufschlammförderung hinsichtlich ihres Stromverbrauchs von Relevanz.

4.3.1 Belebungsbecken – Belüftung

Bei der Belüftung des Belebungsbeckens gilt, dass heute außer den Oberflächenbelüftern (Mammutrotoren, Kreiselbelüfter) auch die meisten „Gebläse“ (Luftverdichter) in Hinblick auf ihre Abnutzung relativ bedenkenlos kurzfristig zu- und abgeschaltet werden können. Dies gilt bei den Luftverdichtern weitgehend uneingeschränkt für Drehkolbenverdichter, aber nach Herstellerangaben auch für Turboverdichter neuerer Bauart.

Festzuhalten ist, dass es für die Frage, ob die Belüftung in Hinblick auf die Einhaltung der Emissionswerte über einen längeren Zeitraum (d.h. ein bis mehrere Stunden) abgestellt werden kann, neben der Konzeption des Belebungsbeckens insbesondere die Belastung des Belebungsbeckens bzw. das Schlammalter von entscheidender Bedeutung ist. Bei sehr schwach belasteten Belebungsanlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung mit einem Schlammalter von 40 Tagen und mehr besteht die Möglichkeit die Belüftung über lange Zeiträume während der Nachtstunden abzustellen. Dies ist bei Belebungsanlagen mit getrennter Schlammstabilisierung (z.B. Schlammfäulung) und entsprechend spezifisch kleinerem Belebungsbecken nicht in gleicher Weise möglich.

4.3.2 Belebungsbecken – Umwälzung (Rührwerke)

Die Rührwerke zur Umwälzung des Belebungsbeckens rufen insbesondere bei spezifisch großen Belebungsbecken, wenn sie ständig in Betrieb sind, einen erheblichen Stromverbrauch hervor. Bei den meisten Belebungsbecken können die Rührwerke während der Belüftungsphasen abgestellt werden. Die einzige Ausnahme stellen Umlaufbecken dar, die nur auf einer Seite mit Druckbelüftung ausgestattet sind, bzw. Umlaufbecken, bei denen der Ablauf in der Nähe des Zulaufs angeordnet ist.

Sind die Rührwerke für einen längeren Zeitraum (mehrere Stunden) abgestellt, wodurch sich der Belebtschlamm absetzt, ist davon auszugehen, dass bei Wiederinbetriebnahme der Belebtschlamm problemlos wieder in Schwebelage gebracht werden kann. Zu bedenken ist allerdings, dass durch das Entmischen von Belebtschlamm und Abwasser, wenn nach Abstellen der Rührwerke nach einer gewissen Zeit (ca. $10 \div 15$ min.) der Belebtschlamm abzusetzen beginnt, die mikrobiologische Aktivität weitgehend zum Erliegen kommt, zumal die Mikroorganismen nicht mehr (gut) an die im Abwasser gelösten Substrate gelangen.

Je nach Beckenkonfiguration kann statt durch Umwälzung mittels Rührwerken der Belebtschlamm auch durch „Stoßbelüftung“ in Schwebelage gebracht bzw. auch weitgehend in Schwebelage gehalten werden. Unter „Stoßbelüftung“ ist in diesem Zusammenhang ein kurzes „Auflüften“ alle 20 Minuten für die Dauer von etwa 1 bis 2 Minuten zu verstehen.

4.3.3 Rücklaufschlammumpen

Bei der Rücklaufschlammförderung ist zu beachten, dass diese nur dann für eine gewisse Zeit abgestellt werden kann, wenn es nur wenig Zulauf gibt bzw. auch der Zulauf abgestellt ist. Ein Abschalten der Rücklaufschlamm-Pumpen für eine Dauer von 1 bis 2 Stunden bei geringem Zulauf wird in der Regel kein Problem darstellen. Ob die Rücklaufschlammumpen für eine längere Zeit abgestellt werden können, hängt wiederum von der Größe der Belebungsbecken und der Kapazität der Nachklärbecken ab. Bei kleineren Vorbecken (Selektor oder kleines Denitrifikationsbecken) ist ein Abstellen der Rücklaufschlamm-Pumpen, falls gleichzeitig Abwasser dem Belebungsbecken zufließt, problematisch, weil die Gefahr besteht, dass der TS-Gehalt in dieser kleinen Belebungsbecken-Kaskade dann zu stark abfällt.

Generell ist bei der Rücklaufschlammförderung darauf zu achten, dass die TS-Konzentration im Belebungsbecken weitgehend konstant bleibt und dass im

Nachklärbecken ein kritischer Schlamm Spiegel (Höhe des Schlammbetts) nicht überschritten wird.

4.3.4 Zulaufpumpwerk

Beim Abwasserhebewerk wird ein kurzfristiges Abstellen der Zulaufpumpen (ca. ein halbe Stunde) im Allgemeinen möglich sein. Dies ist jedoch stark abhängig vom vorgelagerten Zulaufkanal zur Kläranlage. Ein Übertreten von Abwasser über Mischwasserüberläufe in das Gewässer bzw. in Keller von Häusern ist jedenfalls zu vermeiden. Ob ein längerfristiges Ausschalten der Zulaufpumpen möglich ist, ist von der örtlichen Situation abhängig.

Auswirkungen auf den nachgelagerten biologischen Reinigungsprozess werden nicht beobachtet, jedenfalls nicht bei einem Abstellen des Zulaufs über 1 (bis 2) Stunden.

4.3.5 Sandfang

Erfahrungsgemäß kann auch das Sandfanggebläse einen erheblichen Stromverbrauch hervorrufen. Es kann aber in der Regel nicht zu- und abgeschaltet werden, sondern es sollte betrieblich mittels Frequenzumformer (FU) die optimale Strömung eingestellt werden, bei der es weder zum Absetzen organischer Stoffe noch zu einem Ausschwemmen der mineralischen Stoffe („Sand“) kommt und außerdem, so ein Fettfang integriert ist, das Fett in zufriedenstellender Weise dort zurückgehalten wird.

4.3.6 Auswirkung Mischwasserzufluss

Zu beachten ist, dass bei Mischwasserzufluss, insbesondere in den ersten etwa ein bis vier Stunden nach Beginn des Regenereignisses je nach Konzeption der Kläranlage, eine „Lastverschiebung“ nicht in gleicher Weise möglich ist wie bei Trockenwetterzufluss. Es muss mehr Abwasser gepumpt werden und es kommt auch frachtmäßig eine Stoßbelastung auf die Kläranlage, die eine intensivere Belüftung (bzw. längere Belüftungsphasen) erfordert. Damit erhöht sich auch der Energiebedarf für die Belüftung der Belebungsbecken. Insgesamt sind bei starkem Abwasserzufluss die Möglichkeiten der Lastverschiebung eingeschränkt.

4.4 Möglichkeiten der Lastverschiebung bei der Schlammbehandlung

Die wesentlichen Stromverbraucher im Bereich der Schlammbehandlung sind die Schlamm entwässerung, allenfalls die maschinelle Überschussschlammeindickung (MÜSE) sowie die Umwälzeinrichtungen der Schlammfäulung.

4.4.1 Schlammmentwässerung

Bei der maschinellen Schlammmentwässerung ist hinsichtlich der Möglichkeiten und Dauer des Abstellens zwischen den unterschiedlichen Aggregat-Typen zu unterscheiden:

Bei der Schneckenpresse dauert der Anfahrbetrieb relativ lange, wobei von 2 bis 3 Stunden auszugehen ist. Das gleiche gilt für das Abstellen der Anlage. Kurzfristige Stillstände von mehreren Stunden sind aber grundsätzlich möglich, aber auch dann ist für das Abstellen und Anfahren der Anlage mit etwa 15 bis 30 Minuten zu rechnen. Der Energieverbrauch ist bei diesem Aggregat allerdings vergleichsweise gering.

Die Zentrifuge (Dekanter) weist demgegenüber einen nennenswerten Energieverbrauch auf. Wie die Schneckenpresse wird die Zentrifuge kontinuierlich betrieben. Ein kurzfristiges Abschalten ist auch hier nicht möglich, da das „Abfahrprogramm“ etwa eine halbe Stunde dauert. Die Zentrifuge ist daher nur längerfristig zu- und abschaltbar.

Die Kammerfilterpresse wird diskontinuierlich betrieben. Sie wird befüllt und entleert. Beim Füllvorgang können die Beschickungspumpen für einen Zeitraum von bis zu 2 Stunden abgestellt werden. Es wurde die Erfahrung gemacht, dass sich bei einer längeren Dauer des Abstellens der Beschickungspumpen an den Außenflächen des Schlammkuchens eine feste Schicht bildet, die das Austreten des Schlammwassers aus dem Inneren des Schlammkuchens unterbindet, was zu einem sehr schlechteren Entwässerungsergebnis führt.

4.4.2 Maschinelle Überschussschlamm-Eindickung (MÜSE)

Die maschinelle Überschussschlammeindickung weist zwar einen relativ geringen, aber keinen vernachlässigbaren Energieverbrauch auf.

Allgemein kann gesagt werden, dass bei der MÜSE das Lastverschiebungspotenzial von der Kapazität dieses Aggregates in Relation zum Überschussschlammanfall abhängt. Zudem ist die Kapazität der maschinellen Überschussschlammeindickung auch vom Schlammindex abhängig. Ein Abstellen der MÜSE ist grundsätzlich möglich, sollte aber nicht öfter als einmal am Tag erfolgen. Bei ausreichender Kapazität der MÜSE kann diese z.B. für einen halben Tag abgestellt werden.

4.4.3 Schlammfaulung

Die wesentlichen Stromverbraucher in einer Schlammfaulungsanlage sind die interne und die externe (außenliegende) Umwälzung.

Eine gute und ausreichende außenliegende Umwälzung ist einerseits erforderlich um das Aufheizen des Schlammes bzw. die Wärmezufuhr in den Faulbehälter sicherzustellen und andererseits um den Rohschlamm (das Substrat) in der Umwälzleitung in einem ausreichenden Verhältnis mit Faulschlamm (den Mikroorganismen) zusammenzubringen, also zu vermischen. Die externe Umwälzung kann daher abgestellt werden, wenn in der verbleibenden Zeit die erforderliche Wärme eingebracht werden kann. Da die Beschickung der Faulung mit Rohschlamm, insbesondere mit Primärschlamm, möglichst kontinuierlich erfolgen soll, dürfen die Intervalle von Zu- und Abschalten der Umwälzpumpen nicht allzu lang sein. Bewährt hat sich z.B. ein Intervallbetrieb mit einer 1 Stunde Betrieb und 1 Stunde Pause.

Ein größeres Einspar- und Lastverschiebungspotenzial besteht im Allgemeinen bei der internen Umwälzung, wobei die entsprechenden Aggregate (Rührwerke, Schraubenschaufler, Gaseinpressung) auf vielen Kläranlagen wesentliche Stromverbraucher sind. Generell wurde die Erfahrung gemacht, dass die interne Umwälzung im Wesentlichen dafür benötigt wird Ablagerungen möglichst hintanzuhalten – insbesondere bei Schlammfaulungsanlagen, die mit Co-Vergärung betrieben werden. Für eine gute Vermischung des Faulschlammes, bzw. der darin enthaltenen Biomasse, mit dem Substrat Rohschlamm ist ja bereits bei der Einbringung des Rohschlammes in den Faulbehälter zu sorgen. Zudem führt die Gasproduktion durch das Aufsteigen der Gasbläschen auch zu einer Umwälzung des Inhalts des Faulbehälters. Im Allgemeinen reicht es aus, die interne Umwälzung 2 bis 4 Stunden pro Tag zu betreiben. Bei Faulbehältern mit einer langen Aufenthaltszeit jenseits von 40 Tagen wird die interne Umwälzung zum Teil nur dann betrieben, wenn kurzfristig mehr Gas zur Energieerzeugung benötigt wird. Generell wurde festgestellt, dass die Intensität der internen Umwälzung über einen längeren Zeitraum betrachtet keinen Einfluss auf die Gasproduktion hat. Der Betrieb bzw. die Intensivierung des Betriebes der entsprechenden Aggregate führt lediglich zu einer kurzfristigen Steigerung der Gasproduktion.

Die Beschickungspumpen für Primärschlamm und Überschussschlamm können grundsätzlich abgestellt werden. Es ist allerdings zu beachten, dass die Beschickung der Schlammfaulung mit dem Substrat, dem Rohschlamm, insbesondere dem Primärschlamm, möglichst kontinuierlich erfolgen sollte.

4.5 Variabilität des Betriebs von Blockheizkraftwerken (BHKWs) zur elektrischen Nutzung des Faulgases

Es gibt natürlich auch andere Wege das anfallende Faulgas effizient zu verwerten, wie z.B. die direkte Verwendung als Primärenergieträger oder die

Erzeugung von „Bio-Methan“, aber die Nutzung zur Stromerzeugung direkt auf der Kläranlage wird in den meisten Fällen die sinnvollste Variante darstellen. Diese wird im Regelfall mittels Blockheizkraftwerk (BHKW) erfolgen, wobei heute schon für kleinere Kläranlagen mit Schlammfaulung Aggregate mit relativ geringer Leistung von weniger als 20 kW_{elektrisch} mit einem hohen Wirkungsgrad zur Verfügung stehen.

Es steht außer Frage, dass ein Blockheizkraftwerk (BHKW) dann am effizientesten in Hinblick auf die spezifischen Gestehungskosten je erzeugter Kilowattstunde elektrisch betrieben wird, wenn es ohne Unterbrechung – außer zu Wartungszwecken – mit der Nennlast, d.h. auf voller Leistung, betrieben wird. Nun ist es schon im Normalbetrieb einer Kläranlage aufgrund des schwankenden Faulgasanfalls nicht möglich ein BHKW stets mit voller Leistung zu betreiben, es sei denn, das BHKW ist zu klein dimensioniert und das überschüssige Faulgas wird „abgefackelt“.

Grundsätzlich sind bei BHKWs hinsichtlich einer variablen Betriebsweise durch Teillastbetrieb oder durch häufiges An- und Abstellen folgenden Faktoren zu beachten:

- Verminderung des Wirkungsgrads im Teillastbetrieb
- Betriebsaufwendungen, wie Ölwechsel, Wechsel der Zündkerzen bzw. des Zylinderkopfes beziehen sich auf die Betriebsstunden des BHKWs und nicht auf die gewonnene elektrische Energie.
- Allzu lange Phasen mit Teillastbetrieb, zu häufige Starts und allgemein zu wenige Betriebsstunden pro Jahr reduzieren die Lebensdauer des BHKWs bezogen auf die Gesamtdauer der Betriebsstunden.

Während die ersten Faktoren (Wirkungsgrad bei Teillastbetrieb und Betriebsaufwendungen) monetär hinterlegt werden können, ist das beim letzten Punkt (Verminderung der Lebensdauer) nicht einfach möglich, es sei denn, es wurde ein Wartungsvertrag abgeschlossen, der sich verteuert, wenn die angeführten Parameter über- bzw. unterschritten werden.

Grundsätzlich ist es bei den meisten BHKWs heute möglich diese kontinuierlich mit schwankender Leistung bis etwa 50 % der Nennleistung zu betreiben und auf diese Weise die Stromproduktion dem Bedarf bzw. dem Gasanfall anzupassen. Beim elektrischen Wirkungsgrad im Teillastbetrieb ist allerdings zwischen

- BHKWs mit Saugmotor – und
- BHKWs mit Turbolader zu unterscheiden.

Während sich bei BHKWs mit Turbolader der elektrische Wirkungsgrad im Teillastbetrieb kaum reduziert (z.B. von 35 % bei Nennlast auf 33,5 % bei 50 % der Nennleistung), geht bei BHKWs mit Saugmotor, d.h. ohne Turbolader, der elektrische Wirkungsgrad deutlich zurück (z.B. von 34 % bei Nennlast auf 27 % bei 50 % der Nennleistung). Um die Wirtschaftlichkeit eines Teillastbetriebs bzw. eines häufigen An- und Abstellens eines BHKWs beurteilen zu können müssen alle die angesprochenen Faktoren berücksichtigt und bewertet werden. Zudem ist zu beachten, dass nach Herstellerangaben viele BHKWs nach einem Neustart über eine gewisse Zeit (z.B. für 6 Stunden) betrieben werden müssen.

5 Vorgehensweise bei der Evaluierung der Möglichkeiten der Lastverschiebung – anhand eines Beispiels

5.1 Vorbemerkung

Anhand eines konkreten Beispiels soll die Vorgehensweise erläutert werden, die im Projekt zur Ermittlung des Lastverschiebungspotenzials angewendet wurde.

Es sei vorausgeschickt, dass dieses Beispiel gewählt wurde, weil von den vier für die Detailanalyse ausgewählten Kläranlagen auf dieser Beispielkläranlage die Datenlage auch hinsichtlich der Energieaufzeichnungen am besten war – zumindest was die drei kleineren (bis mittelgroßen) Anlagen betrifft. Und die größte der untersuchten Anlagen wird derzeit noch ausgewertet.

Vorausgeschickt sein allerdings auch, dass dieses Beispiel vornehmlich angeführt wurde, um die Methode zu erläutern. Konkret umgesetzt wird das Endergebnis dieser Untersuchung sicher nicht. Aber wir sind zu Erkenntnissen gelangt, die sowohl für die Fachwelt als auch für den Anlagenbetreiber von Interesse sein dürften.

5.2 Konzeption der Beispielanlage

Die untersuchte Kläranlage ist als Belebungsanlage mit simultaner aerober Schlammstabilisierung konzipiert und weist eine durchschnittliche Anlagenbelastung von rund 20.000 EW auf.

Die Anlage verfügt über zwei Belebungsbecken, die in Serie durchflossen werden und als Umlaufbecken mit Druckbelüftung gestaltet sind. Es sind insgesamt 5 Luftverdichter vorhanden, wobei jeweils 2 einem der beiden Belebungsbecken zugeordnet sind. Die beiden Belebungsbecken werden mit intermittierender Nitrifikation-Denitrifikation betrieben, wobei die in den Belebungsbecken angeordneten Rührwerke während der Belüftungsphasen –

und kurz davor und danach – abgestellt sind. Da Zu- und Ablauf der Belebungsbecken gegenüberliegend stirnseitig angeordnet sind, besteht daher keine Gefahr eines Kurzschlusses bei der Durchströmung der Becken.

Der abgezogene Überschussschlamm wird statisch eingedickt und mittels Kammerfilterpresse entwässert.

5.3 Vorgehensweise bei der Verifikation der Anlagenbelastung

Zunächst wurden die Betriebsdaten des Jahres 2013 in Hinblick auf die Zulauffrachten (CSB, BSB₅, Stickstoff und Phosphor) und die Überschussschlammproduktion (auch als Fracht an organischen Feststoffen!) ausgewertet. Mit dem durchschnittlichen TS-Gehalt im Belebungsbecken wurde das Schlammalter im Mittel über das Jahr 2013 errechnet. Das Schlammalter ergab sich zu 35,5 Tagen bei einer durchschnittlichen Ablauftemperatur von 11,4 °C. Der spezifische Überschussschlammanfall als organische Trockensubstanz errechnete sich zu 34,0 g oTS/(EW.d) bezogen auf 110 g CSB/(EW.d) im Zulauf. Um festzustellen, ob dieser Wert in Abhängigkeit vom Schlammalter und von der Temperatur im Belebungsbecken, die in erster Näherung der Ablauftemperatur gleichgesetzt wurde, plausibel ist, wurde er mit den Ergebnissen von anderen Kläranlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung, die in den letzten etwa 2 Jahrzehnten ausgewertet wurden, verglichen.

In Abbildung 6 ist der Zusammenhang zwischen Schlammalter (bzw. „Vergleichsschlammalter“) und Überschussschlammproduktion in g oTS/(EW.d) von insgesamt 6 Anlagen mit simultaner aerober Stabilisierung (ARA A bis E) sowie der hier beschriebenen Beispielanlage (ARA Bsp.) dargestellt. Die Ergebnisse der Anlagen ARA A bis C wurden bereits in früheren Veröffentlichungen präsentiert (z.B. Nowak, 2002). Bei den Kläranlagen ARA A und ARA B erfolgte die Auswertung über Bilanzzeiträume von 2 bis 3 Monaten. Den Werten der ARA C, ARA D und ARA E liegen Jahresmittelwerte zugrunde.

Das „Vergleichsschlammalter“ wurde gewählt, um Werte, die bei unterschiedlichen Temperaturen ermittelt wurden, aufeinander beziehen zu können. Als Temperaturfaktor wurde der Wert von 1,072 angesetzt, der allgemein für Vorgänge des Kohlenstoffabbaus verwendet wird. Das „Vergleichsschlammalter“ ($t_{TS,v}$) mit einer Basistemperatur von 15 °C ergibt sich danach aus dem Schlammalter (t_{TS}) bei der aktuellen Temperatur im Belebungsbecken (T_{BB}) nach folgender Formel:

$$t_{TS,v} = t_{TS} \cdot 1,072^{(T_{BB} - 15)} \quad (1/d) \quad (1)$$

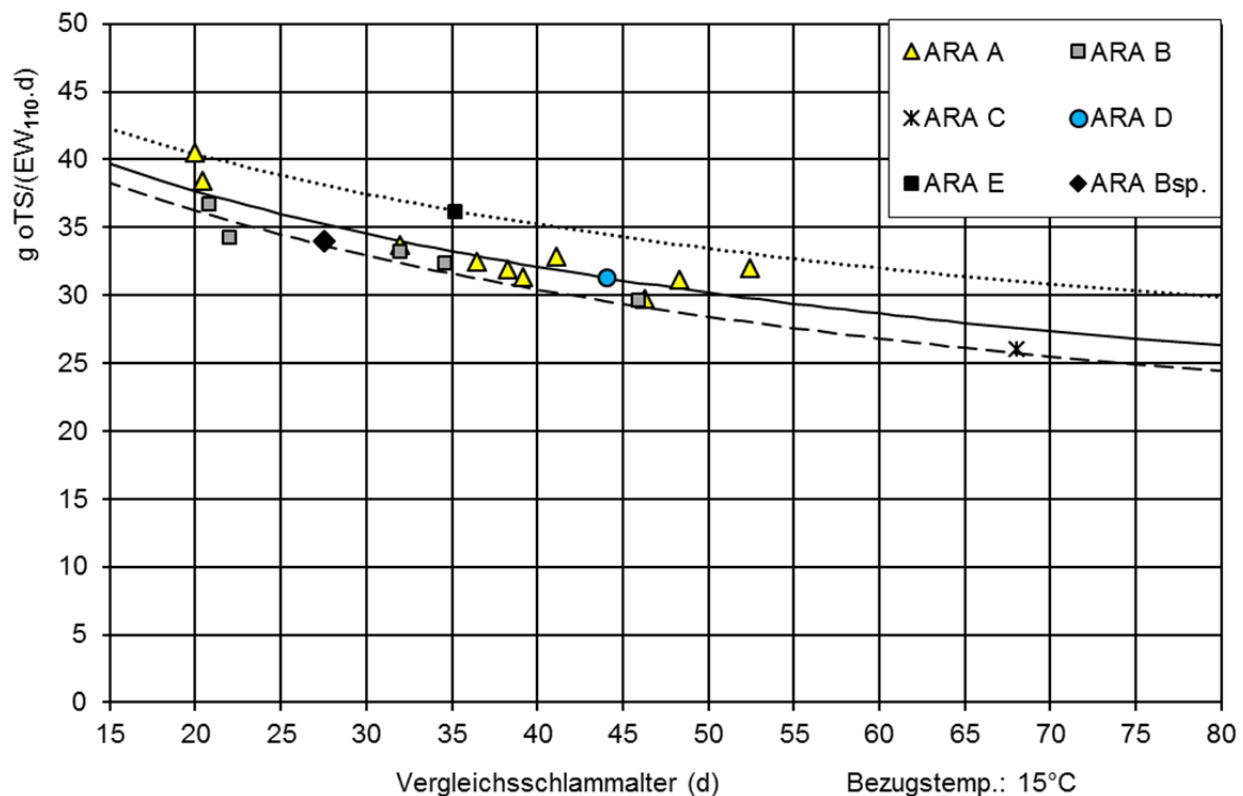


Abbildung 6: Spezifische oTS-Fracht im Überschussschlamm von kommunalen Belebungsanlagen ohne Vorklärung in Abhängigkeit vom Vergleichsschlammalter (Nowak, 2002, erweitert)

Abbildung 6 zeigt, dass der Wert für die spezifische oTS-Fracht im Überschussschlamm in Abhängigkeit vom „Vergleichsschlammalter“ für der Beispielanlage gut mit den für andere Anlagen ermittelten Werten übereinstimmt.

In einem weiteren Schritt zur Verifikation der Anlagenbelastung bzw. des Überschussschlammmanfalls wurden die Betriebsstunden der Luftverdichter ausgewertet. Da die spezifische oTS-Fracht im Überschussschlamm bekannt ist, kann eine CSB-Bilanz über die Belebungsanlage erstellt werden, aus der sich der Sauerstoffverbrauch für den Kohlenstoffabbau ergibt. Der Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation (abzüglich Denitrifikation) wurde aus der Stickstoff-Zulauf fracht und einer Annahme bezüglich der Stickstofffracht im Überschussschlamm abgeschätzt. Da der Schlamm in der Kammerfilterpresse mit Kalk entwässert wird, geht aus dem entwässerten Klärschlamm aufgrund des hohen pH-Werts viel Stickstoff als Ammoniak verloren, weswegen der Stickstoffgehalt des Klärschlamm nicht für diese Auswertung herangezogen werden kann.

Somit erhält man im Ergebnis den Sauerstoffverbrauch der Anlage, woraus mit Annahmen bezüglich des Sauerstoffgehalts im Belebungsbecken und des Sauerstoffertrags unter Betriebsbedingungen der Energiebedarf für die Belüftung abgeschätzt werden kann. Dieser hat im Ergebnis hinreichend genau

mit dem Energieverbrauch, der aus den Betriebsstunden der Luftverdichter abgeschätzt wurde, übereingestimmt.

5.4 Energieanalyse der Beispielanlage

Bei der Energieanalyse wurde einerseits der Energieverbrauch der einzelnen Anlagenteilen bzw. Aggregate-Cluster (Belüftung, Rührwerke usw.) ausgewertet und andererseits wurde der Energieverbrauch von maschinellen Einrichtungen (Prozessen), die nicht kontinuierlich betrieben werden müssen und deren Stromverbrauch dementsprechend zeitlich verschoben werden kann, zusammengefasst. Prozesse, die zeitlich verschoben werden können, sind im vorliegenden Fall neben der Schlammmentwässerung auch noch der Überschussschlammabzug sowie der Schwimmschlammabzug.

Die Energieanalyse hat ergeben, dass der spezifische Stromverbrauch der einzelnen Anlagenteile bzw. Prozesse verglichen mit den gängigen Literaturwerten (Agis, 2002; Nowak, 2003; Lindtner, 2008) im vertretbaren Bereich liegt. Insgesamt lag der spezifische Energieverbrauch ohne Zulaufpumpwerk bei 30 kWh/(EW.a) bezogen auf eine Zulauffracht von 120 g CSB/(EW.d).

5.5 Dynamische Simulation der Belebungsstufe der Beispielanlage

Das Ziel der dynamischen Simulation der Belebungsanlage mit dem ASM1 (Henze *et al.*, 1987) war herauszufinden, in welchem Maße sich der Energieverbrauch für die Belüftung des Belebungsbeckens verschieben lässt. Da das ASM1 konsequent auf den bilanzierbaren Größen CSB und Stickstoff aufgebaut ist, konnten auf diesem Wege zusätzlich die Betriebsdaten der Kläranlage ein weiteres Mal verifiziert werden.

Für die dynamische Simulation ist es erforderlich Kenntnis über den Tagesgang der Anlagenbelastung zu haben. Zu diesem Zweck wurden im Jänner 2015 vom Kläranlagenbetrieb an drei hintereinander folgenden Werktagen mit Trockenwetterbedingungen aus 4-Stunden-Mischproben die CSB-, die Gesamt-N-, die $\text{NH}_4\text{-N}$ - sowie die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Zulaufkonzentration analysiert. Bei der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration hätte vielleicht auch eine Analyse aus der Tagesmischprobe genügt. Der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalt ist jedoch entscheidend, weil sich schon bei geringem Nitratgehalt im Zulauf nicht nur der Sauerstoffverbrauch für die Nitrifikation merklich reduziert, sondern auch der für den Kohlenstoffabbau. Im Falle dieser Beispielanlage lagen etwa 7 % des Gesamt-Stickstoffs im Zulauf als $\text{NO}_3\text{-N}$ vor bzw. etwa 9 % des zu nitrifizierenden Stickstoffs – unter Berücksichtigung der Stickstoffaufnahme des Belebtschlammes. Bezogen auf den Sauerstoffverbrauch für den Kohlenstoffabbau kann abgeschätzt werden, dass dieser etwa zu 3 %

durch das Nitrat im Zulauf abgedeckt wurde. Insgesamt wäre der Gesamt-Sauerstoffverbrauch etwa um 5 % überschätzt worden, hätte man das Nitrat im Zulauf nicht analysiert und den gemessenen Gesamt-Stickstoff im Zulauf zur Gänze als reduzierten Stickstoff betrachtet.

Weiters wurde auf der Basis von ¼-Stunden-Werten der Tagesgang der Zulaufmenge ermittelt. An allen dieser drei Tage lagen die Zulaufkonzentrationen im gleichen Zeitraum relativ nahe beisammen. Auch die Tagesganglinien der Abwassermenge lagen in einem vergleichsweise schmalen Band.

Aus den Mittelwerten der Tagesganglinie wurde die Zulaufganglinie zur Belebungsanlage konstruiert, wobei zuvor noch der Zulauf-CSB in die einzelnen Fraktionen gemäß ASM1 aufgeteilt wurde – und zwar so, dass der Überschussschlammanfall bzw. der TS-Gehalt im Belebungsbecken unter Vorgabe des Schlammalters dem TS-Gehalt (als CSB) entsprach, der sich in der Realität eingestellt hat. Danach wurde die Belüftung in Halbstunden-Intervallen durch Zuschalten bzw. Abstellen so variiert, dass die Betriebsstunden der Gebläse (Luftverdichter) in der Simulation den tatsächlichen Betriebsstunden in der Kläranlage entsprachen. An allen 3 Tagen lagen die Betriebsstunden aller Luftverdichter in Summe bei 17,5 Stunden pro Tag. Damit wurde auch in der Simulation das beste Ablaufergebnis hinsichtlich $\text{NH}_4\text{-N}$ und die $\text{NO}_3\text{-N}$ erzielt. Bei etwas längerer Belüftungsdauer in der Simulation ist die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Ablauf angestiegen, bei etwas kürzerer Belüftungsdauer der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt. In der Realität lagen die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration an allen 3 Tagen ziemlich konstant bei 0,15 mg/L und die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Ablaufkonzentration zwischen 0,59 und 0,67 mg/L bei einer Temperatur im Belebungsbecken von etwa 8 °C.

Da diese Kläranlage im Modell nun ziemlich genau erfasst war, konnte damit begonnen werden, in der Simulation die Belüftungszeiten „zusammenschieben“. Ziel der Simulation war es unter Einhaltung von „passablen“ Ablaufwerten für $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ die Belüftung möglichst in die Tagesstunden zu verlegen, um den Tagesgang des Stromverbrauchs der Kläranlage der Stromproduktion einer imaginären Photovoltaik-Anlage weitgehend anzupassen.

Es wurden zahlreiche Simulationsläufe mit unterschiedlichen Szenarien durchgeführt. In Abbildung 7 ist das Ergebnis eines Simulationslaufs dargestellt, bei dem die Belüftung über nur 11 Stunden des Tages in Betrieb ist. Zur Stromaufnahme der Belüftung wurde – idealisiert – der Strombedarf der anderen Aggregate dazu addiert, wobei der Betrieb der Schlammmentwässerung in die Mittagszeit verlegt wurde.

Die Stickstoff-Ablaufwerte haben sich in der Simulation auf 1,3 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ und auf 4,3 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ im Tagesmittel bzw. auf ca. 1,6 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ und 5,2 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$ in der Tagesspitze erhöht. Dabei darf nicht übersehen werden, dass nach einem längeren (stundenlangen) Aussetzen der Nitrifikation, diese nicht gleich wieder anspringt. Diese Anlaufphase (Lag-Phase) wird aber in den gängigen Belebtschlammmodellen, so auch im ASM1, nicht berücksichtigt. Bei der dynamischen Simulation tritt, falls ausreichend nitrifizierende Biomasse, Ammonium und Sauerstoff vorhanden sind, sofort wieder die volle Nitrifikation auf, was in der Realität aber erst nach einer gewissen Zeit passiert. Daher wird die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration in diesem Beispiel in der Praxis etwas höher liegen, vielleicht zwischen 2 und 3 mg/L, aber sich sicher noch im vertretbaren Bereich (Emissionswert 5 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$) sein.



Abbildung 7: Stromverbrauch der Beispielläranlage nach Lastverschiebung – für die Belüftung und gesamt – sowie Leistungskurven einer PV-Anlage mit 225 kWp im Mittel der Monate Jänner bzw. Juli

Festzuhalten ist, dass um ausreichend niedrige $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte zu erzielen die Gesamtbetriebszeit der Luftverdichter in der Simulation erhöht werden musste – und zwar von 17,5 Stunden bei über den Tag verteilter Belüftung auf 21 Stunden, wenn die Belüftung auf die Tagesstunden beschränkt ist. Daraus kann abgeleitet werden, dass mit der Lastverschiebung grundsätzlich keine Verminderung des Gesamtstromverbrauchs erzielt werden kann, sondern vielmehr sogar mit einem (etwas) höheren Energieverbrauch gerechnet werden muss. Das Ziel der Lastverschiebung ist aber auch nicht die Minimierung des

Energieverbrauchs, sondern ein optimiertes Energiemanagement – gegebenenfalls auch im regionalen Kontext. Die „Energieoptimierung“ (Minimierung des Stromverbrauchs) hat im Vorfeld zu erfolgen.

In Abbildung 7 sind zusätzlich zwei Kurven eingetragen, die die für den Standort dieser Kläranlage zu erwartende Stromproduktion einer PV-Anlage mit einer installierten Leistung von 225 kWp im Mittel der Monate Juli bzw. Jänner. Die installierte Leistung der PV-Anlage wurde mit der daraus zu erwartenden Stromproduktion im Monat Juli dem (idealisierten) Energieverbrauch nach Lastverschiebung aus der Modellrechnung angepasst. Dies passt jetzt insofern nicht zusammen, als sich die Simulation für eine Lastsituation im Jänner vorgenommen wurde. Dies wurde ja gemacht, um zu zeigen, dass bei dem vorhandenen Schlammalter von rund 36 Tagen und der Beckenkonfiguration der Anlage (2 Belebungsbecken in Serie) auch bei einer Temperatur von 8 °C im Belebungsbecken auch dann – zumindest unter Trockenwetterbedingungen – die Anforderungen bezüglich Nitrifikation eingehalten werden können, wenn die Belüftung nur über 11 Stunden pro Tag. Es sollte eben nur gezeigt werden, dass bei einer solchen Anlage der Energieverbrauch weitgehend an die Leistungskurve einer PV-Anlage angepasst werden kann.

Es ist auch sehr unwahrscheinlich, dass man eine PV-Anlage mit einer Fläche von 1.500 m² (225 kWp unter der Annahme von 15 % Stromausbeute) für die zeitweilige Abdeckung des Energiebedarfs einer Kläranlage mit einer durchschnittlichen Belastung von 20.000 EW errichtet.

In der Modellrechnung wurden übrigens verschiedene Ausrichtungen für die PV-Anlage getestet. Mit der Ausrichtung nach Süden wurde bei gleicher Fläche insgesamt die höchste Stromproduktion erzielt, weswegen diese Ergebnisse für den Vergleich in Abbildung 7 herangezogen wurden. Die bei etwa 11 Uhr deutlich geringere Stromproduktion im Monat Jänner ist mit Beschattung zu erklären, da die Kläranlage in einem Tal liegt.

6 Schlussfolgerungen

Im regionalen Energiemanagement ist elektrische Lastverschiebung in der Infrastruktur und somit auch auf Kläranlagen für die meisten Netzbetreiber aufgrund der gesetzlichen und regulativen Vorgaben derzeit kein Thema.

Dessen ungeachtet kann den Kläranlagenbetreibern empfohlen werden mit dem Energieversorger nicht nur den Strompreis zu verhandeln, sondern insbesondere bei kleineren Verteilnetzbetreibern auch das Gespräch darüber zu suchen,

welche Probleme für diesen allenfalls bestehen und wie der Kläranlagenbetrieb mithelfen könnte durch Variationen im Strombezug diese zu lösen.

Es gibt Tendenzen im Sinne eines regionalen Energiemanagements, mit dem Stromtransporte im weitere Distanzen vermindert werden sollen, das enge regulative Korsett, welches zurzeit hinsichtlich der Strompreisgestaltung und der Systemnutzungsentgelte besteht, aufzuweichen. Sollten Mehrfachtarifzeiten eingeführt werden, wäre es vorteilhaft, wenn der Kläranlagenbetreiber bereits im Vorfeld wissen würde, wie er diese durch Lastverschiebung nutzen könnte.

Lastverschiebung auf der Kläranlage ist von Vorteil, wenn ein hohes Maß an Eigenstromabdeckung mittels PV angestrebt wird. Ob dies wirtschaftlich sein kann, ist in Abhängigkeit von den Randbedingungen zu prüfen. Bei Kläranlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung mit hohem Schlammalter kann, wie gezeigt wurde, der Stromverbrauch für die Belüftung des Belebungsbeckens weitgehend in die Tagesstunden verlegt werden.

Interessant könnte Lastverschiebung vor allem auch für Kläranlagen mit Schlammfäulung und einem hohen Maß an Eigenstromabdeckung (z.B. 80 %) sein, wenn angestrebt wird den „Rest“ weitestgehend mit Strom aus einer Photovoltaik-Anlage abzudecken. Hier müsste dann im Sommer das BHKW während der Tagesstunden gedrosselt werden und dazu der Gasspeicher ausreichend groß sein um den Strom aus der PV-Anlage optimal zu nutzen.

7 Danksagung

Unser Dank gilt dem Klima- und Energiefonds (KLI.EN), der das laufende Forschungsprojekt „Lastverschiebung in der Abwasserreinigung – Kommunale Kläranlagen als Bestandteil smarter Energiesysteme“ (*LoadshiftARA*) im Rahmen des Programms *Energieforschung (e!Mission)*, Projekt-Nr. 843860, fördert.

8 Literatur

- Abaravicius J., Pyrko J. (2006) Load Management from an Environmental Perspective. *Energy & Environment* **17**(4), 583-601
- Agis H. (2002) Energieoptimierung von Kläranlagen. *Wiener Mitteilungen* **176**, 133-178
- E-Control (2013) *Das österreichische Strommarktmodell*. April 2013: http://www.e-control.at/portal/page/portal/medienbibliothek/strom/dokumente/pdfs/strommarktmodell_oesterreich_24022014.pdf, Zugriff am 13.02.2015

- ElWOG (2015) Bundesgesetz, mit dem die Organisation auf dem Gebiet der Elektrizitätswirtschaft neu geregelt wird (Elektrizitätswirtschafts- und –organisationsgesetz 2010 – ElWOG 2010), StF: BGBl. I Nr. 110/2010, Fassung vom 13.02.2015
- Hinterberger R., Polak S. (2011) Lastverschiebung in Industrie und Gewerbe in Österreich – Chancen und Potentiale in zukünftigen Smart Grids. *Vortrag*, 7. Internationale Energiewirtschaftstagung an der TU Wien, 16.–18. Februar 2011
- Kraft M. (2013) Stromspeicher im Regelenergiemarkt – Anforderungen und Erlöspotenziale. *Vortrag*, 1. Energiespeichertagung am Umwelt-Campus Birkenfeld, 5. März 2013:
http://www.stoffstrom.org/fileadmin/userdaten/dokumente/Veranstaltungen/EST/Stromspeicher_im_Regelenergiemarkt_Umweltcampus_Birkenfeld_130227.pdf,
Zugriff am 07.02.2015
- Lindtner S. (2008) *Leitfaden für die Erstellung eines Energiekonzeptes kommunaler Kläranlagen*. Medieninhaber und Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Lebensministerium), Wien, April 2008
- Nowak O. (1995) Klärschlamm: Anfall und Zusammensetzung. *Wiener Mitteilungen* - Band **126**, 130-176
- Nowak O., Franz A., Svoldal K., Müller V. (1996) Specific organic and nutrient loads in stabilized sludge from municipal treatment plants. *Water Science and Technology* **33**(12), 243-250
- Nowak O. (1997) Ziele, Vorbedingungen und Grenzen der Anwendung der dynamischen Simulation. *Wiener Mitteilungen* - Band **137**, 35-82
- Nowak O., Svoldal K., Franz A., Kühn V. (1999a) Degradation of particulate organic matter - A comparison of different models concepts. *Water Science and Technology* **39**(1), 119-127
- Nowak O., Franz A., Svoldal K., Müller V., Kühn V. (1999b) Parameter estimation for activated sludge models with the help of mass balances. *Water Science and Technology* **39**(4), 113-120
- Nowak O. (2002) Schlammbehandlung bei Anlagen ohne mesophiler Schlammfäulung. *Wiener Mitteilungen* - Band **177b**, 29-76
- Nowak O. (2003) Benchmarks for the energy demand of nutrient removal plants. *Water Science and Technology* **47**(12), 125-132
- Technologieplattform Smart Grids Austria (2015) <http://www.smartgrids.at/smart-grids/>,
Zugriff am 13.02.2015

Korrespondenz an:

Univ.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. Otto Nowak

Nowak Abwasser Beratung

Colmarplatz 1

7000 Eisenstadt

Tel.: +43-676-3370956

Mail: nowak@abwasserberatung.at

Klimarelevante Emissionen aus der Abwasserentsorgung

Vanessa Parravicini, Karl Svardal

TU-Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Abstract: Um die Relevanz der Emissionen an klimarelevanten Gasen der Abwasserreinigung abschätzen zu können, wurde der CO₂-Fußabdruck von zwei Musterkläranlagen von je 50.000 EW₁₁₀, mit bzw. ohne Faulung, berechnet. Die Berechnungsergebnisse haben gezeigt, dass –unter den getroffenen Annahmen – auf Kläranlagen mit einer optimierungsbedürftigen N-Entfernung die direkte Lachgasemission aus Belebungsbecken eine relevante Bedeutung hinsichtlich der Gesamtemission haben kann. Auf diesen Kläranlagen wäre es durch betriebliche Optimierungsmaßnahmen bei der N-Entfernung möglich, gleichzeitig die Lachgasemissionen und den Energiebedarf für die Belüftung zu reduzieren sowie die Reinigungsleistung (Gewässerschutz) zu steigern. Als weiteres Reduktionspotential an CO₂-Äquivalenten wurde die Verringerung von Methanverlusten aus dem Faulbehälter identifiziert. Die Minimierung von Methanverlusten würde nicht nur die Emissionen von Kläranlagen direkt reduzieren, sondern auch den Energieertrag durch die Nutzung des Faulgases (erneuerbarer Energieträger) steigern. Die Klimawirksamkeit der Abwasserreinigung kann mit den berechneten 20 bis 40 kg CO₂e/EW/a als wenig relevant eingestuft werden. Dies wird auch vom nationalen Inventurbericht (NIR, 2014) bekräftigt, demnach die abgeschätzte emittierte Fracht an CO₂-Äquivalenten aus der Abwasserentsorgung ~0,36% der gesamten Treibhausgasemissionen aus Österreich entspricht.

Key Words: Treibhausgase, CO₂-Fußabdruck, Abwasserentsorgung.

1 CO₂-Fußabdruck in der Abwasserentsorgung

Der CO₂-Fußabdruck (Carbon Footprint) kann als Maß für den gesamten Treibhausgasausstoß, der direkt bzw. indirekt durch eine Aktivität verursacht wird bzw. über die Lebensstadien eines Produkts entsteht, definiert werden (ISA^{UK}, 2011).

Der Vorteil eines CO₂-Fußabdruckes liegt nicht nur darin, dass als Endergebnis die Klimawirksamkeit von einer bestimmten Aktivität bzw. Produkt beschrieben wird. Im Rahmen des Bilanzierungsprozesses werden auch Informationen über Quellen und Einflussfaktoren auf die Emission von Treibhausgasen (THG)

gewonnen, die für die Identifikation von Reduktionspotentialen erforderlich sind.

Als Beispiel für die Erstellung eines CO₂-Fußabdruckes für die Abwasserentsorgung dient Abbildung 1. Als direkte Emissionen werden THG-Emissionen bezeichnet, die unmittelbar im Bilanzierungsraum in die Atmosphäre abgegeben werden (Tabelle 1). Die relevanten THG, die bei den verschiedenen Bereichen der Abwasserentsorgung und der anschließenden Klärschlammverwertung/-entsorgung direkt in die Atmosphäre emittiert werden, sind Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O). CO₂, das im Zuge der biologischen Kohlenstoffelimination im Abwasser bzw. im Klärschlamm emittiert wird, ist biogenen Ursprungs, damit klimaneutral und wird in der THG-Bilanz nicht berücksichtigt.

Indirekte THG-Emissionen sind jene, die während des Herstellungsprozesses der erforderlichen Rohstoffe bzw. Hilfsmittel (z.B. Fällmittel) sowie bei der Erzeugung der benötigten (elektrischen) Energie entstehen. Dazu zählen auch die Emissionen aus der Verbrennung fossiler Kraftstoffe in Fahrzeugen.

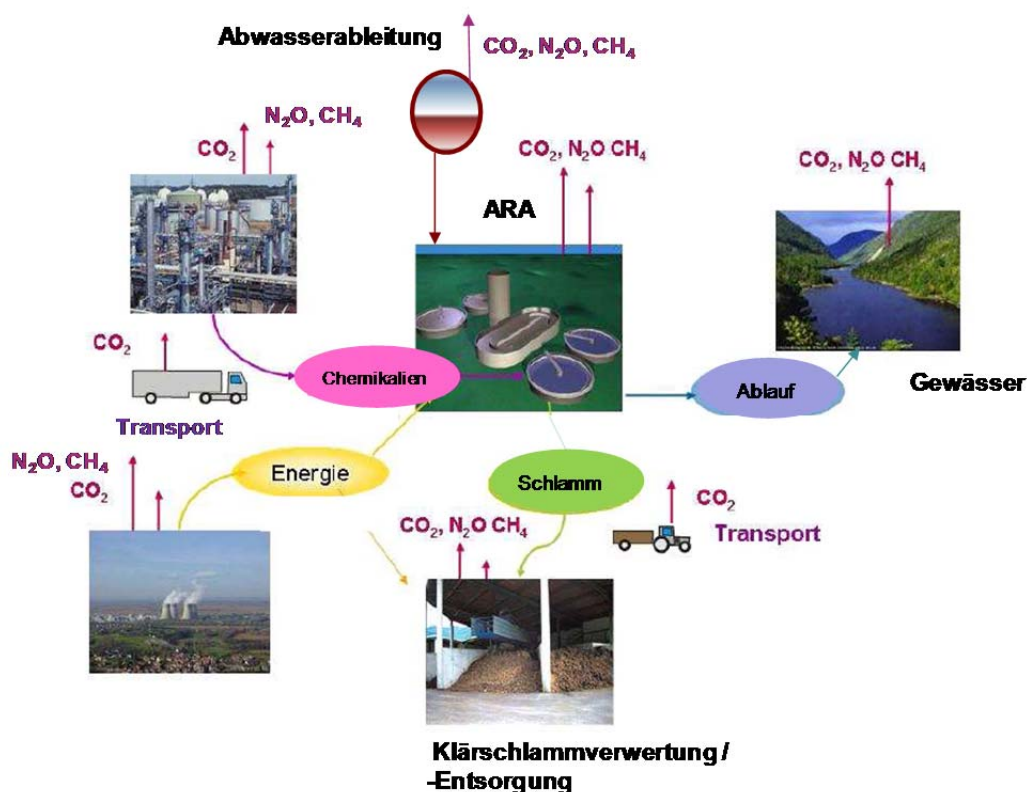


Abbildung 1: Schematische Darstellung der direkten und indirekten Emissionen der Treibhausgase CO₂, CH₄ und N₂O in der Abwasserentsorgung bzw. Klärschlammverwertung/-entsorgung (adaptiert von lifecarbondtool, Degremont, Press File).

Tabelle 1: Überblick über die direkten und indirekten Quellen an Treibhausgasen in der Abwasserentsorgung.

Direkte THG-Emissionen	Indirekte THG-Emissionen
- Abwasserableitung - Abwasserreinigung - Gewässer	- Bezug von Elektrizität - Einsatz von Betriebsmitteln (Emissionen aus der Vorkette, z.B. Erzeugung von Chemikalien, Hilfsstoffen, usw.) - Transporte (z.B. von Betriebsmitteln) - Entsorgung bzw. Verwertung von Abfällen/Reststoffen (z.B. Klärschlamm) ...

Tabelle 2: Treibhausgaswirksamkeit von Kohlendioxid, Methan und Lachgas (bezogen auf 100 Jahre).

Treibhausgas	Global Warming Potential GWP _{100a} [*]
CO ₂	1
CH ₄	25
N ₂ O	298
*) nach IPCC (2007)	

Die Klimawirksamkeit von THG wird auf das Kohlendioxid als Referenzgas normiert und als Global Warming Potential (GWP) angegeben. Demnach wird dem Gas CO₂ der GWP-Wert „1“ zugeordnet. Andere THG werden entsprechend ihren GWP in CO₂-Äquivalten (CO₂e) umgerechnet (Tabelle 2).

Die Berechnung der direkten bzw. indirekten THG-Emissionen erfolgt über Emissionsfaktoren (EF). Unter den verfügbaren Quellen für EF können neben den IPCC Guidelines (GL) Datenbanken wie EcoInvent, GEMIS und ProBas genannt werden (siehe auch Tabelle 5). Mittels EF für den Hilfsmittel- bzw. Energieeinsatz sowie für die direkt emittierten Emissionen ermittelt sich der CO₂-Fußabdruck (z.B. in kg CO₂e/a) wie folgt:

$$\text{CO}_2\text{-Fußabdruck} = \sum_{i=0}^n \text{Hilfsstoff}_i \times \text{EF}_i + \sum_{i=0}^m \text{Energie}_i \times \text{EF}_i + \sum_{i=0}^p \text{THG}_i \times \text{EF}_i$$

2 Methodik: Berechnung des CO₂-Fußabdruckes einer kommunalen Kläranlage

Eine Bewertung der Klimarelevanz der Abwasserentsorgung anhand von Literaturdaten ist wenig zielführend, da die Ergebnisse von verschiedenen Studien aufgrund der unterschiedlich angenommenen Emissionsfaktoren und festgesetzten Systemgrenzen nur eingeschränkt untereinander vergleichbar sind. Aus diesem Grund wurde der CO₂-Fußabdruck für zwei Musterkläranlagen von je 50.000 EW₁₁₀ berechnet. Die Methodik und die Ergebnisse dieser Berechnungen werden in den nächsten Kapiteln dargestellt.

Die Bilanzgrenze wurde bei der Klärschlammbehandlung gezogen, welche die Faulung und Schlammmentwässerung inkludiert. Die Klärschlammverwertung bzw. -entsorgung wurde hingegen nicht mit einbezogen. Zu diesem Thema wird auf die Studie von Parravicini & Svoldal (2014) verwiesen.

In der Bilanzgrenze wurden auch folgende Bereiche nicht berücksichtigt:

- THG-Emissionen aus der Kanalisation: Eine Quantifizierung der CH₄- bzw. N₂O-Emissionen im Kanal ist schwierig, weil die Emissionen u.a. von der Kanalart (Freispiegel/Druckleitung), vom Gefälle sowie von der Abwassertemperatur stark beeinflusst werden. Nach IPCC 2006 GL werden CH₄- und N₂O-Emissionen vom Kanal auf null gesetzt.
- THG-Emissionen während der Bauphase von Kläranlagen: Diesbezüglich wird auf die Studie von Genzowsky *et al.* (2011) verwiesen, demnach die THG-Emission während der Bauphase einer Kläranlage (verursacht z.B. durch den Einsatz von Rohstoffen wie Beton sowie von Energie) 10 bis 20% der Gesamtemission beim Bau und Betrieb für einen angenommenen Nutzungszeitraum von 30 Jahren entspricht.

2.1 Auslegung der Musterkläranlagen

Die Berechnung des CO₂-Fußabdruckes wurde für zwei Musterkläranlagen von je 50.000 EW₁₁₀ durchgeführt. Beide Kläranlagen wurden als einstufige Anlagen, eine mit Faulung, die andere mit simultaner aerober Schlammstabilisierung angenommen.

Für die Berechnung der Frachten sowie der Abwassermenge im Zulauf zu den Kläranlagen wurden die in Tabelle 3 dargestellten EW-spezifischen Schmutzstofffrachten verwendet.

Tabelle 3: EW-spezifische Schmutzstofffrachten im Zulauf der Musterkläranlagen (ATV-DVKW, 2000).

EW-spezifische CSB-Zulauffracht	110 g CSB/EW/d
EW-spezifische N- Zulauffracht	11 g Ges. N/EW/d
EW-spezifische P- Zulauffracht	1,6 g Ges. P/EW/d
EW-spezifische Abwassermenge	200 L/EW/d

Die wesentlichen Merkmale der Kläranlagen sind Tabelle 4 zusammengefasst. Darin sind bei der Kläranlage ohne Faulung der intensivere Energiebedarf für die Belüftung (+8 kWh_{el}/EW/a) sowie die etwas höhere EW-spezifische Schlammproduktion (+4,3 g TS/EW/d) zu erkennen.

In Bezug auf den Wirkungsgrad der N-Entfernung wurde angenommen, dass die Kläranlage mit Faulung ein noch nicht ausgeschöpftes Optimierungspotential besitzt und dass durch gezielte betriebliche Maßnahmen die N-Entfernung von 77% bis auf ca. 90% optimiert werden kann. Die Annahme, dass auf der Kläranlage mit Faulung – auch nach Optimierung – eine etwas niedrigere N-Entfernung als bei der Kläranlage ohne Faulung erzielt werden kann, lässt sich durch die niedrigere verfügbare CSB-Fracht für die Denitrifikation begründen.

Unter der Annahme dass der elektrischen Wirkungsgrad des Blockheizkraftwerks (BHKW) bei 30 % liegt, werden auf der Kläranlage mit Faulung aus einer spezifischen Faulgasproduktion von 21 L_{i,N}. Faulgas pro EW pro Tag rund 14 kWh_{el}/EW/a an Strom erzeugt (CH₄-Gehalt: 60 %). Mit der gewonnenen elektrischen Energie kann der Energiebedarf für die Belüftung abgedeckt werden. Bei zwei-stufigen Kläranlagen würden die Faulgasproduktion sowie der Energiegewinn etwas höher liegen.

In Bezug auf die Klärschlammmentwässerung wurde angenommen, dass die Entwässerung über Kammerfilterpresse mittels Zugabe von Polymeren (7 kg Wirkstoff/t TS) und Eisenchlorid (60 kg FeCl₃/t TS) erfolgt und dass der erzielte Trockensubstanzgehalt im Faulschlamm etwas höher liegt als im aerob stabilisierten Schlamm.

Tabelle 4: Charakterisierung der Musterkläranlagen.

Parameter	KA mit Faulung	KA mit simultaner aerober Schlammstabilisierung	Einheit
<i>Abwasserreinigung</i>			
CSB-Zulauf-Kläranlage	110	110	g CSB/EW/d
CSB-Primärschlamm	38,5	-	g CSB/EW/d
CSB-Überschussschlamm	26,6	35	g CSB/EW/d
CSB-veratmet	40	71	g CSB/EW/d
CSB-Ablauf-Kläranlage	5	4	g CSB/EW/d
N-nitrifiziert	9,1	8,7	g N/EW/d
N-denitrifiziert	6,9*	8,1	g N/EW/d
<i>Wirkungsgrad der Abwasserreinigung</i>			
CSB-Wirkungsgrad	95,5	96,4	%
N-Wirkungsgrad	77 - 90**	92	%
P-Wirkungsgrad	90	90	%
PO ₄ -Ablaufkonzentration	0,8	0,8	mg P/L
<i>Energieverbrauch</i>			
Belüftung	14	22	kWh_{el}/EW/a
Gesamtanlage	30	37	kWh _{el} /EW/a
<i>Faulgas</i>			
CSB-Methan	36,5	-	g CSB/EW/d
Methanproduktion	13	-	L _{i.N.} *** /EW/d
Faulgasproduktion	21	-	L _{i.N.} /EW/d
Strom aus Faulgas	14	-	kWh _{el} /EW/a
<i>Klärschlamm entwässert</i>			
TS-Gehalt Schlamm entw.	30	27	%
Glühverlust	58	63	%TS
CSB-Schlamm entw.	28,6	35,0	g CSB/EW/d
N-Schlamm entw.	1,5	2,0	g N/EW/d
TS-Schlamm entw.	34,2	38,5	g TS/EW/d
oTS-Schlamm entw.	19,8	24,1	g oTS/EW/d

*) bei 77% N-Entfernung **) Annahme: Die Kläranlage mit Faulung weist eine optimierungsbedürftige N-Entfernung auf und kann durch betriebliche Optimierungsmaßnahme auf 90% erhöht werden.

***) L_{i.N.} = Liter in Normzustand.

2.2 Abschätzung der N₂O-Emissionen aus kommunalen Kläranlagen

Die Treibhausgase CH₄ und N₂O können bei unterschiedlichen Prozessstufen der Abwasserreinigung produziert und emittiert werden (Abbildung 2 und Abbildung 3). N₂O wird hauptsächlich im Belebungsbecken als Zwischenprodukt der biologischen Stickstoffentfernung gebildet und mit der

Belüftungsluft in die Atmosphäre emittiert. Die Entstehungsmechanismen von N_2O im Belebungsbecken wurden in den letzten 20 Jahren intensiv erforscht und sind in Kapitel 2.3 kurz beschrieben.

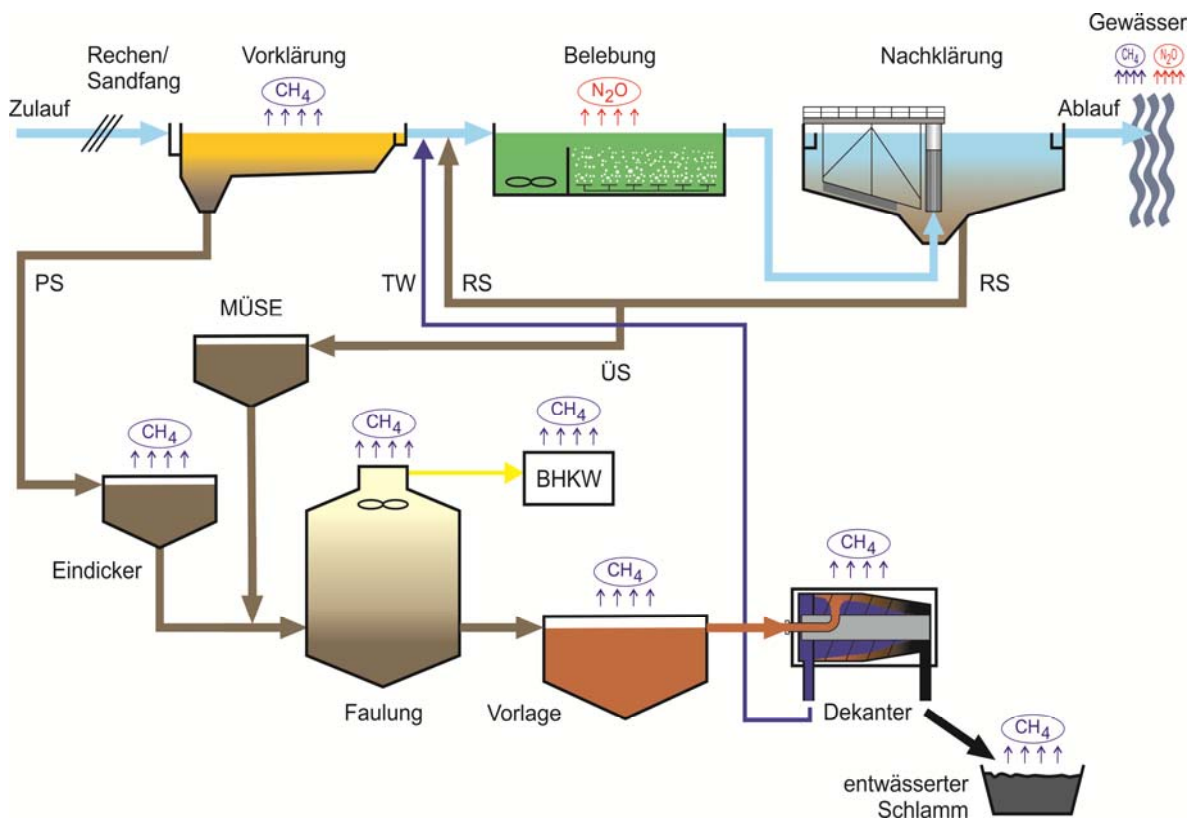


Abbildung 2: Emissionen an Methan und Lachgas bei den unterschiedlichen Prozessstufen der biologischen Abwasserreinigung: Kläranlage mit Faulung.

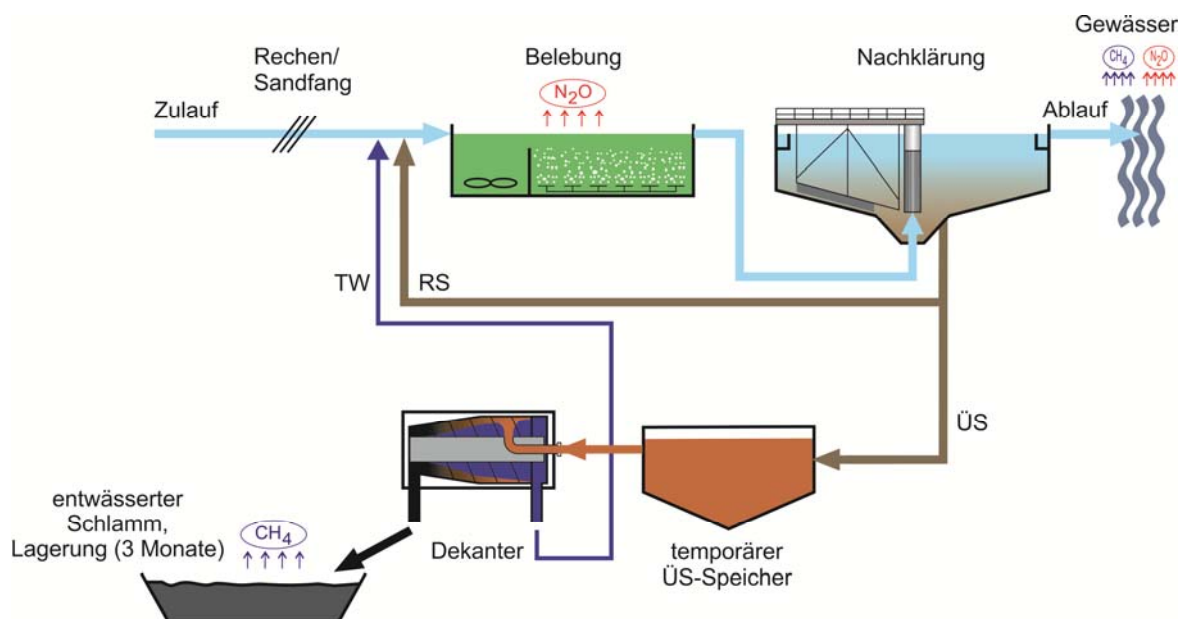


Abbildung 3: Emissionen an Methan und Lachgas bei den unterschiedlichen Prozessstufen der biologischen Abwasserreinigung: Kläranlage mit Faulung.

Auf Kläranlagen mit Faulung stellen die Vorklärung und die Schlammlinie potentielle Quellen für direkte CH_4 -Emissionen dar (Kapitel 2.4).

Auch aerob stabilisierter Klärschlamm kann bei einer längerfristigen Lagerung (z.B. 3 Monate, wie in IPCC, 1999) eine potentielle Quelle von CH_4 darstellen. Sobald im Klärschlamm anaerobe Bedingungen eintreten, ist mit der Bildung von CH_4 zu rechnen.

CSB sowie Stickstoff, welche mit dem Ablauf die Kläranlagen verlassen, können in den Gewässern zur Produktion und Emission von CH_4 bzw. N_2O führen, insofern entsprechende Milieubedingungen deren Entstehung fördern.

2.3 Abschätzung der N_2O -Emissionen aus Kläranlagen

Die N-Entfernung auf Kläranlagen nach dem Stand der Technik erfolgt durch die Kombination der beiden mikrobiologischen Prozesse Nitrifikation und Denitrifikation (Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 131, 2000). Wie aus Abbildung 4 ersichtlich, stellt N_2O ein Zwischenprodukt der Denitrifikation dar. Bei diesem Prozess gewinnen Bakterien aus der Umwandlung von Nitrat bzw. Nitrit zu reduzierteren Stickstoffverbindungen (NO_2^- , NO , N_2O und N_2) Energie für ihren Metabolismus. Wenn der Prozess ungestört abläuft, ist zu erwarten, dass N_2O weiter bis zu molekularem Stickstoff (N_2) reduziert wird. Da allerdings mehrere Faktoren einen negativen Einfluss auf den Prozess ausüben können (z.B. Hemmung durch Sauerstoff sowie Nitrit und Schwefelwasserstoff, eingeschränkte Verfügbarkeit an organischem Kohlenstoff), kann der unvollständige Ablauf der N_2O -Reduktion zur Freisetzung von N_2O in die Atmosphäre führen (Helmer-Madhok, 2004).

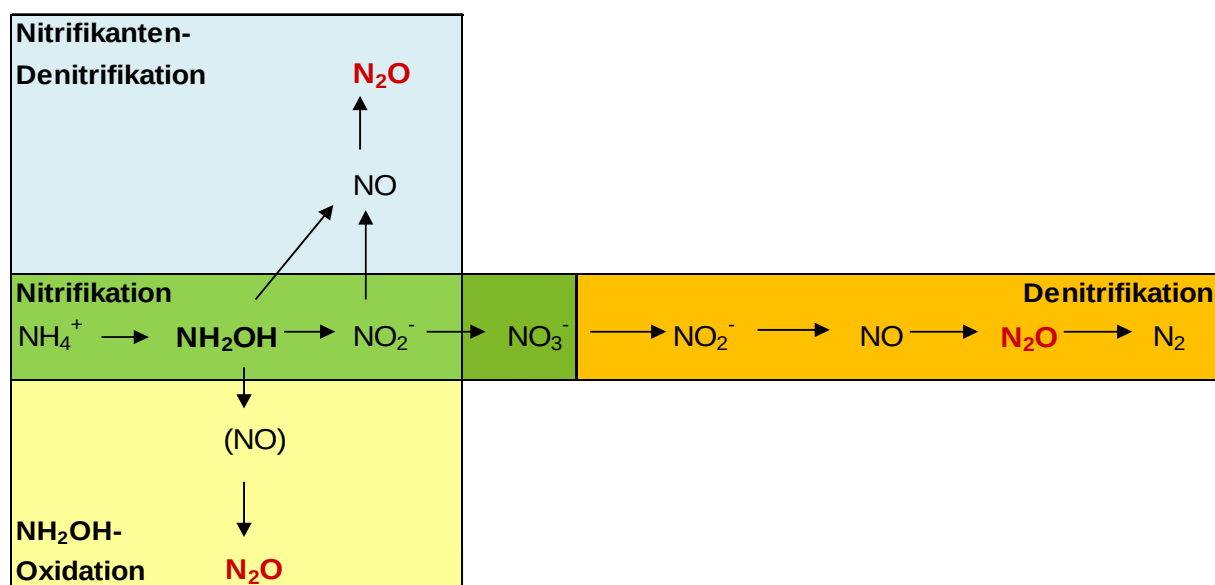


Abbildung 4: Schematische Darstellung der N_2O -Entstehungspfade im Zuge der biologischen Stickstoffentfernung über Nitrifikation und Denitrifikation.

Dank zahlreicher wissenschaftlicher Untersuchungen ist heute bekannt, dass N₂O auch aus der Aktivität von nitrifizierenden Bakterien gebildet wird. Nach dem heutigen Stand des Wissens kann bei der Nitrifikation auf Kläranlagen zwischen zwei verschiedenen biologischen N₂O-Entstehungspfaden unterschieden werden: (1) die sogenannte Nitrifikanten-Denitrifikation und (2) die biologische Oxidation von Hydroxylamin. Beide Prozesse sind Abbildung 4 graphisch beschrieben.

1) Nitrifikanten-Denitrifikation:

Durch mikrobiologische Untersuchungen wurde nachgewiesen, dass ammoniumoxidierende Bakterien (AOB) einen deutlich variableren Metabolismus besitzen, als ursprünglich postuliert. So produzieren AOB bei niedrigerer Sauerstoffkonzentration als Endprodukt nicht nur Nitrit sondern auch N₂O, NO und N₂ (u.a. Kuai & Verstraete, 1998; Jiang & Bakken, 1999). Bei der Nitritreduktion soll das Zwischenprodukt Hydroxylamin (NH₂OH) als Elektronendonator fungieren. Die Nitrifikanten-Denitrifikation stellt somit eine Anpassung an O₂-Mangelbedingungen dar, wodurch die Zellen Sauerstoff für den obligat aeroben NH₄-Oxidationsschritt zu NH₂OH sparen können. Mit sinkender Verfügbarkeit von O₂ nimmt die Freisetzung von N₂O zu. Besonders bei O₂-Konzentrationen zwischen 0,5 bis 1 mg O₂/L scheint die N₂O-Produktion, ihr Maximum zu erreichen (Tallec *et al.*, 2006).

2) Hydroxylamin-Oxidation:

Es gibt Hinweis, dass N₂O als Nebenprodukt der nicht vollständigen NH₂OH-Oxidation z.B. durch biologische Reduktion von produziertem Stickstoffmonoxid (NO) freigesetzt werden kann. Ni *et al.* (2013). deuten darauf hin, dass hohe Konzentrationen an Ammonium und Nitrit für den Hydroxylamin-Oxidationspfad ausschlaggebend sein könnten. Es ist jedoch noch unklar, in welchem Ausmaß die N₂O-Freisetzung im Zuge der Hydroxylamin-Oxidation zu Nitrit tatsächlich auf biologischem Weg stattfindet oder ob diese vorwiegend durch chemischen Zerfall von den instabilen HNO-Molekülen hervorgerufen wird (Chemodenitrifikation).

Für eine detaillierte Beschreibung der Einflussfaktoren auf die N₂O-Emission im Belebungsbecken wird auf Parravicini & Valkova (2014) verwiesen.

Zusammenfassend kann angenommen werden, dass N₂O im Belebungsbecken als Endprodukt einer gestörten biologischen N-Entfernung vermehrt produziert und emittiert werden kann. Werden optimale Prozessbedingungen für die Nitrifikation und Denitrifikation gewährleistet, kann die N₂O-Emission wesentlich verringert werden.

Die Schwankungsbreite der in der Literatur gemessenen N_2O -Emission aus kommunalen Kläranlagen ist sehr groß. Die N_2O -Emissionen (als $\text{NO}_2\text{-N}$) aus der Reinigung von kommunalem Abwasser bezogen auf die zufließende Stickstofffracht schwankt zwischen 0,003 und 2,6 %. Die festgestellte Streuung der Messergebnisse kann durch die hohe Beeinflussbarkeit der Lachgasproduktion durch die Betriebsbedingungen auf Kläranlagen erklärt werden.

Einen wichtigen Beitrag zum Erlangen eines vertiefenden Verständnisses über die betrieblichen Einflussfaktoren der N_2O -Emission aus Belebungsbecken konnte im Rahmen des Forschungsprojektes ReLaKO (Reduktionspotential der N_2O -Emissionen aus kommunalen Kläranlagen durch Optimierung des Betriebes, Parravicini *et al.*, 2015) geleistet werden. Das Projekt wurde am Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft der TU-Wien im Zeitraum Mai. 2012 – Februar. 2015 in Zusammenhang mit dem Umweltbundesamt und im Auftrag von BMLFUW durchgeführt. Schwerpunkt des Projektes war u.a. die Durchführung von langfristigen N_2O -Messungen in der Abluft von Belebungsbecken auf 8 Österreichischen kommunalen Kläranlagen (Abbildung 5), bei denen gleichzeitig die spezifischen Betriebsbedingungen für die Nitrifikation und Denitrifikation erfasst wurden.



Abbildung 5: Messung des N_2O -Gealtes in der Abluft aus einem Belebungsbecken mittels Ablufthaube.

Auf allen untersuchten Kläranlagen konnte die Nitrifikation als Hauptquelle für die Bildung und Emission von N_2O identifiziert werden, die Denitrifikation diente hingegen eher als N_2O -Senke (Reduktion von N_2O zu N_2). Auf Basis der

Auswertungsergebnisse konnten der Wirkungsgrad der N-Entfernung und die Belastungsverhältnisse in Belebungsbecken als betriebliche Haupteinflussfaktoren auf die N_2O -Produktion und -Emission identifiziert werden. Ein höherer N_2O -Emissionsfaktor ($\text{g N}_2\text{O-N} / \text{g N}_{\text{Zulauf-KA}}$) ist bei steigender N-Entfernung bzw. sinkender Raumbelastung zu verzeichnen.

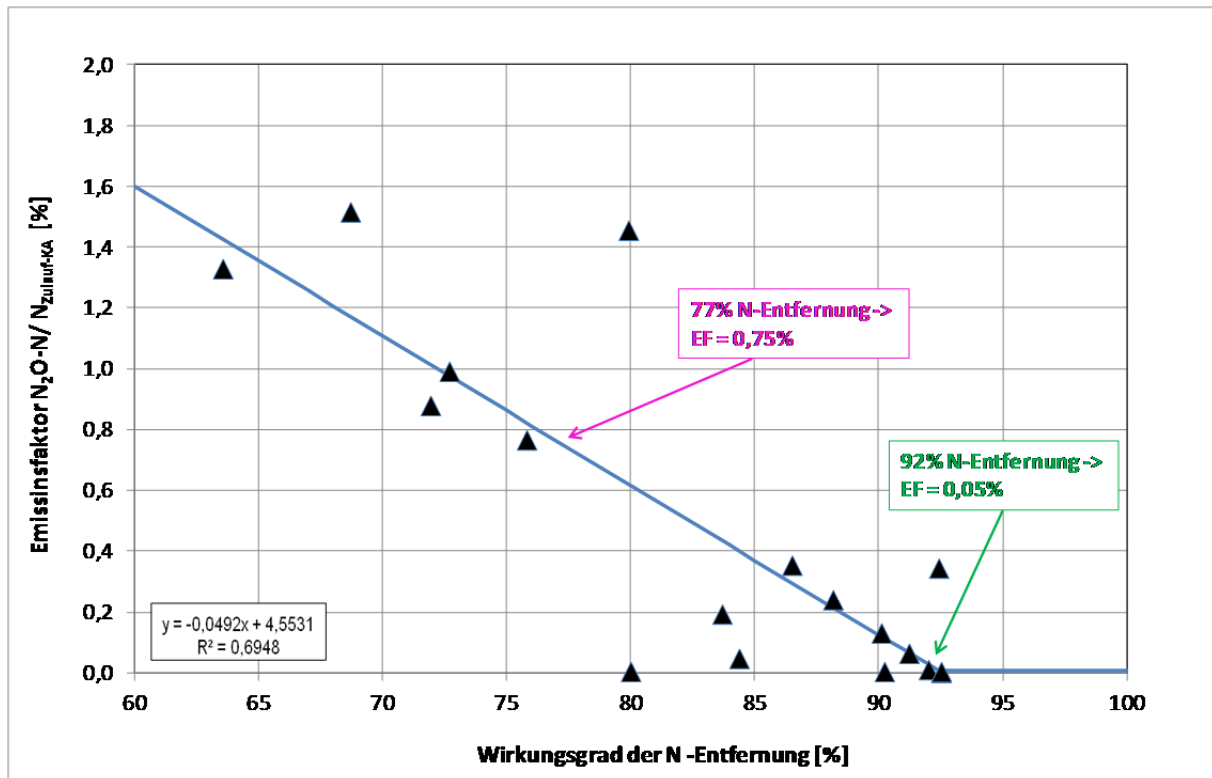


Abbildung 6: Emissionsfaktor $\text{N}_2\text{O-N} / \text{N}_{\text{Zulauf-KA}}$ als Funktion des Wirkungsgrades der N-Entfernung (Tagesmittelwerte aus 18 N_2O -Messkampagnen).

2.3.1 Berechnung der N_2O -Emission aus Belebungsbecken

Für die Berechnungen auf den Musterkläranlagen wurde der Zusammenhang zwischen N_2O -Emissionsfaktor und dem Wirkungsgrad der N-Entfernung eingesetzt. Die Interpolationsgerade ist Abbildung 6 dargestellt. Bei der Kläranlage mit Faulung (und optimierungsbedürftiger N-Entfernung) lässt sich bei der N-Entfernung von 77 % ein N_2O -Emissionsfaktor $\text{N}_2\text{O-N} / \text{N}_{\text{Zulauf-KA}}$ von 0,75 % ableiten. Bei der Kläranlage mit simultaner Schlammstabilisierung liegt der Emissionsfaktor bei einer N-Entfernung von 92 % deutlich niedriger bei 0,05 %.

2.3.2 Berechnung der N_2O -Emission aus Gewässern

Die Berechnung der N_2O -Emission aus Gewässern als Folge der Einleitung des gereinigten Abwassers erfolgte nach den IPCC 2006 Guidelines. Demnach werden 0,5% der eingeleiteten N-Fracht (sowohl aus gereinigtem als auch aus

nicht gereinigtem Abwasser) in Gewässern über Nitrifikation bzw. Denitrifikation in N_2O umgewandelt. Der angegebene Schwankungsbereich liegt allerdings zwischen 0,05 bis 25%, wobei der Emissionsfaktor stark von der Intensität der Stickstoffumsetzung in den jeweiligen Gewässern abhängig ist.

2.4 Abschätzung der CH_4 -Emissionen

2.4.1 Berechnung der CH_4 -Emission auf Kläranlagen mit Faulung

Der Wissenstand bezüglich der CH_4 -Emissionen aus Kläranlagen ist nicht so umfassend wie jener der N_2O -Emissionen. Es liegen vergleichsweise deutlich weniger Feldmessungen vor, bei denen zum Teil unterschiedlichen Quellen untersucht wurden, so dass ein direkter Vergleich nur eingeschränkt möglich ist. In der weiteren Folge werden die Ergebnisse aus verschiedenen Quellen (Daelman *et. al.*, 2012; Daelman *et. al.*, 2013; IPCC, 1999; Pinnekamp & Genzowsky, 2012; IPCC 2006 Guidelines) zusammenfassend dargestellt.

Bei der Berechnung für die Musterkläranlage mit Faulung wurde aus den oben angegebenen Literaturquellen eine durchschnittliche CH_4 -Gesamtmission von 0,35 kg CH_4 /EW/a bzw. 0,87 % CH_4 /CSB_{Zulauf-KA} angenommen.

Man kann davon ausgehen, dass bis zu 88% der CH_4 -Emissionen aus der Schlammlinie stammen. Ein wesentlicher Anteil (0,13 kg CH_4 /EW/a) ist offenbar auf die CH_4 -Verluste des Faulturms zurückzuführen (Abbildung 6). Als potentielle Quelle für diese Methanverluste wird der Bereich am Kopf des Faulturmes, wo sich die Faulschlammabzugsrohre befinden (die sogenannte Schlammtasche), vermutet. Hier werden gemeinsam mit dem Faulschlamm auch Faulgasbläschen aus dem Faulbehälter entnommen, die aufgrund der Druckentspannung gleich in die Atmosphäre gelangen. Es soll hier betont werden, dass die genannten Faulgasbläschen nicht den im Faulschlamm gelösten CH_4 -Anteil darstellen, der je nach Bedingungen im Faulturm lediglich ~0,01 kg/EW/a ausmachen kann.

In der Literatur ist wenig Information über das Ausmaß der genannten CH_4 -Verluste vorhanden. Die Angaben schwanken zwischen 0 % (nicht berücksichtigt, in Daelman *et. al.*, 2012) und 8,5% (IPCC 1999) bezogen auf dem produzierten Methangas. Zu diesem Thema ist daher noch Forschungsbedarf gegeben. Vor allem Feldmessungen auf Kläranlagen wären von großem Nutzen, um die Größenordnung dieser Emissionen abschätzen zu können.

Das Ausmaß der CH_4 -Emissionen im Bereich der Faulschlammentwässerung (Vorlagebehälter, Entwässerung, Stapelbehälter) ist von dem dort stattfindenden

weiteren CSB-Abbau abhängig. Die Ausgasung von gelösten CH_4 soll dabei eine untergeordnete Rolle spielen. Für die Musterkläranlage wurde aus Daelman *et al.* (2012) und Pinnekamp & Genzowsky (2012) ein Durchschnittswert für den weiteren CSB-Abbau im Faulschlamm von 3,5 % abgeleitet.

Der Anteil an unverbranntem CH_4 , der mit der Verbrennungsluft aus dem BHKW in die Atmosphäre emittiert wird (BHKW-Schlupf), liegt bezogen auf dem CH_4 im produzierten Faulgas je nach Literaturangaben zwischen 1,3 % (Daelman *et al.*, 2012) und 1,8 % (Woess-Gallasch *et al.*, 2010). Für die Berechnungen wurde hier ein BHKW-Schlupf von 1,5 % angenommen.

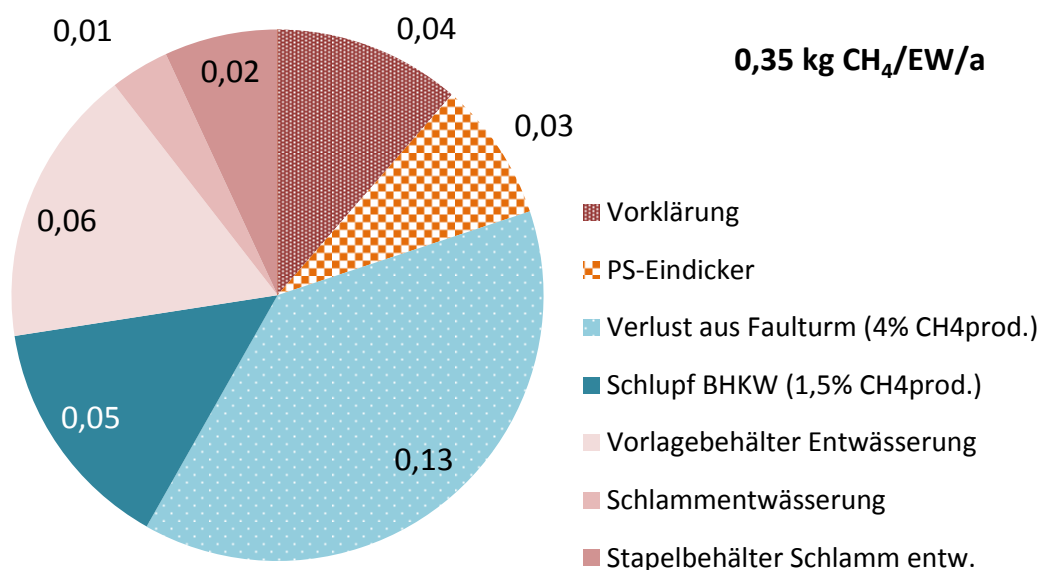


Abbildung 7: Beitrag von einzelnen potentiellen Quellen zur gesamten CH_4 -Emission einer Kläranlage mit Faulung: eigene Zusammenfassung aus mehreren Literaturangaben.

2.4.2 Berechnung der CH_4 -Emission auf der Musterkläranlage mit simultaner aerober Schlammstabilisierung

Laut IPCC 2006 Guidelines sollen CH_4 -Emissionen auf nicht überlasteten und gut betriebenen Kläranlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung vernachlässigbar klein sein (CH_4 -Emissionsfaktor Belebungsbecken = 0). Diese Annahme wurde bei den Berechnungen für die Musterkläranlage eingesetzt.

Für die Abschätzung der CH_4 -Emission aus der längerfristigen Lagerung von entwässertem Klärschlamm wurde ein weiterer CSB-Abbau von 6% angenommen.

2.4.3 Berechnung der CH₄-Emission aus den Gewässern

Wie bei den N₂O-Emissionen wurde auch hier die IPCC 2006 Guidelines diesmal mit dem Emissionsfaktor 0,025 kg CH₄/kg CSB_{Ablauf-KA} verwendet.

2.5 Indirekte THG-Emissionen

Die Emissionsfaktoren, die für die Berechnung der indirekten THG-Emissionen auf den Musterkläranlagen eingesetzt wurden, sind mit den jeweiligen Quellen in Tabelle 5 zusammengefasst.

Bei den Berechnungen wurde der Transport von Chemikalien (Fällmitteln bzw. Schlammkonditionierungsmitteln) von den Produktionsstätten bis auf die Kläranlagen (Annahme 200 × 2 km, hin und zurück) berücksichtigt.

Tabelle 5: Emissionsfaktoren für die Berechnung der indirekten THG-Emissionen (als CO₂e).

	Emissionsfaktor	Einheit	Quelle
Strom Österreich Erzeugung und Aufbringung	0,38	kg CO ₂ e/kWh	EcoInvent 3.0. (2013)
Transport LKW 16-32 t; EURO5	0,17	kg CO ₂ e/tkm	EcoInvent 3.1. (2014)
Fällmittel: PO₄-Fällung FeCl ₃ (Eisenherz u. Salzsäure)	0,160	kg CO ₂ e/mol Fe ³⁺	INCOPA Projekt (2014)
FeCl ₃ (Beizsäure u. Chlorgas)	0,055	kg CO ₂ e/mol Fe ³⁺	INCOPA Projekt (2014)
FeCl ₃ (keine Angaben)	0,050	kg CO ₂ e/mol Fe ³⁺	Lifecarbontool (2014)
Al ₂ (SO ₄) ₃ (Aluminumhydroxid u. Schwefelsäure)	0,092	kg CO ₂ e/mol Al ³⁺	INCOPA Projekt (2014)
Al ₂ (SO ₄) ₃ (keine Angaben)	0,169	kg CO ₂ e/mol Al ³⁺	Lifecarbontool (2014)
Schlammkonditionierung (MÜSE, KFP*) Organisches Polymer	2,62	kg CO ₂ e/kg Wirkstoff	Lifecarbontool (2014)
Organisches Polymer	1,18	kg CO ₂ e/kg Wirkstoff	SimaProR v7.1.0 (2007)
*) KFP: Kammerfilterpresse			

Für die Phosphatfällung wurde auf beiden Musterkläranlagen Eisenchlorid mit einem β-Wert von 1,5 dosiert. Als Emissionsfaktor für Eisenchlorid wurde 0,05 kg CO₂e/mol Fe³⁺ (Durchschnittswert INCOPA, 2014 und Lifecarbontool, 2014), für Polymere 2,62 kg CO₂e/kg Wirkstoff angenommen.

In Bezug auf die Auswahl der Emissionsfaktoren für Chemikalien soll folgendes beachtet werden:

- Bei der Auswahl der Emissionsfaktoren soll überprüft werden, welche Systemgrenze für die Berechnung der THG-Emissionen (z.B. mit oder ohne Rohstoffgewinnung) festgelegt wurde. Da diese Informationen nicht immer nachvollziehbar sind, wird empfohlen, mehrere Quellen einzubeziehen und die Emissionsfaktoren unter einander zu vergleichen.

- Wie in Tabelle 5 ersichtlich, hängt das Ausmaß der THG-Emissionen stark von gewählten Herstellungsverfahren ab. Die Herstellung von FeCl_3 aus Eisenherz und Salzsäure ist z.B. wesentlich emissionsintensiver als jene über Beizsäure und Chlorgas.
- Ein Aspekt, der selten von den abrufbaren Emissionsfaktoren nicht berücksichtigt wird, betrifft die Frage, ob ein Produkt gezielt hergestellt wird oder als Nebenprodukt eines industriellen Prozesses entsteht. Im letzteren Fall soll die Allokation der THG-Emissionen dementsprechend geändert werden (Alvarez-Gaitan *et al.*, 2013).

3 Ergebnisse

Die Ergebnisse des CO_2 -Fußabdruckes für die zwei Musterkläranlagen sind in Abbildung 8 und Abbildung 9 sowie in Tabelle 6 dargestellt.

Die Gesamtemission an THG auf der Kläranlage mit Faulung und optimierungsbedürftiger N-Entfernung beläuft sich auf $\sim 41 \text{ kg CO}_2\text{e/EW/a}$. Darin ist die CO_2e -Gutschrift von $5,2 \text{ kg CO}_2\text{e/EW/a}$ aus der energetischen Nutzung des Faulgases (erneuerbarer Energieträger) noch nicht berücksichtigt. Die indirekte CO_2e -Emission aus dem Stromverbrauch der Kläranlage macht ca. 28 % der Gesamtemission aus. Die direkte N_2O -Emission aus dem Belebungsbecken und die CH_4 -Emission aus der Schlammlinie tragen jeweils 38 % bzw. 21 % zur Gesamtemission bei (Abbildung 8).

Die Gesamtemission auf der Kläranlage mit simultaner Schlammstabilisierung liegt mit $24 \text{ kg CO}_2\text{e/EW/a}$ deutlich niedriger. Hier werden die CO_2e -Emissionen zu 60% vom Stromverbrauch dominiert. Dies ergibt sich nur zum Teil aus dem höheren Stromverbrauch dieser Kläranlage, sondern vielmehr aus der wesentlich niedrigeren N_2O -Emission im Belebungsbecken. Aufgrund der höheren N-Entfernung dieser Kläranlage (siehe Abbildung 6) lässt sich eine deutlich geringere N_2O -Emission erwarten, die lediglich (bezogen auf CO_2e) 5,4% der Gesamtemission entspricht.

Aufgrund der erzielten Reinigungsleistung beider Kläranlagen (niedrige CSB- und N-Ablaufmengen) sind die zu erwartenden THG-Emissionen aus Gewässern vergleichsweise gering (8% bei der Kläranlage mit Faulung bzw. 7% bei der Kläranlage ohne Faulung, bezogen auf die Gesamtemission). Der Anteil der CO_2e -Emissionen aus indirekten Quellen spielt in der CO_2 -Bilanz mit 1,5-1,6 $\text{kg CO}_2\text{e/EW/a}$ für Chemikalien und 0,6-0,7 $\text{kg CO}_2\text{e/EW/a}$ für Transport eher eine untergeordnete Rolle (5-6,5%).

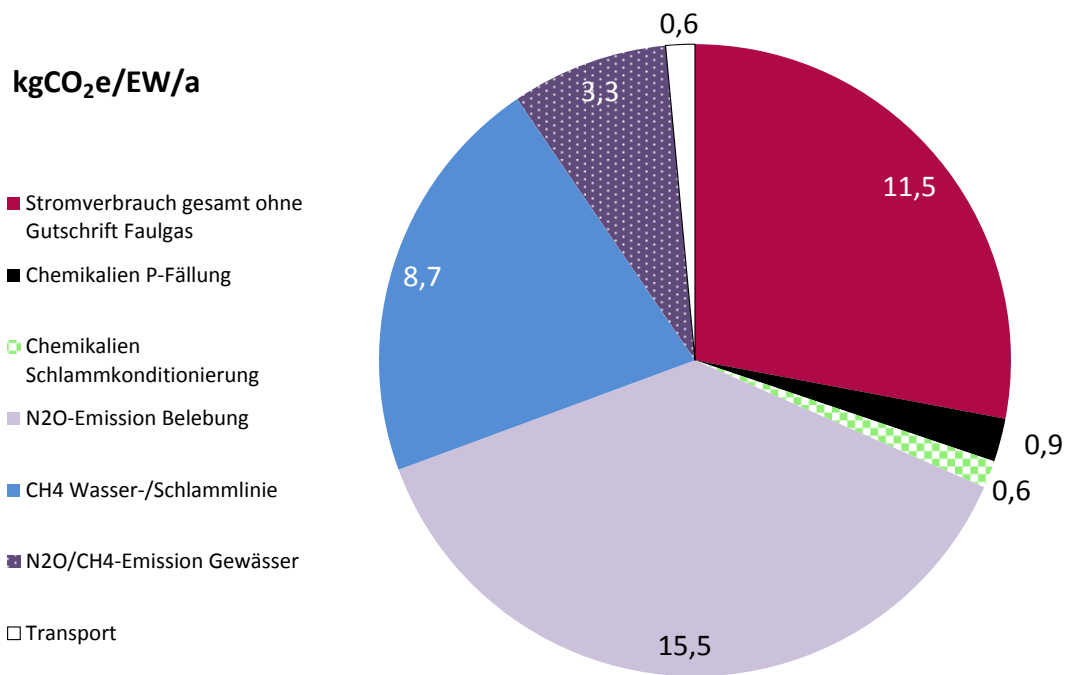


Abbildung 8: THG-Emissionen (als kg CO₂e/EW/a) unterteilt nach Emissionsquellen auf der Kläranlage mit Faulung.

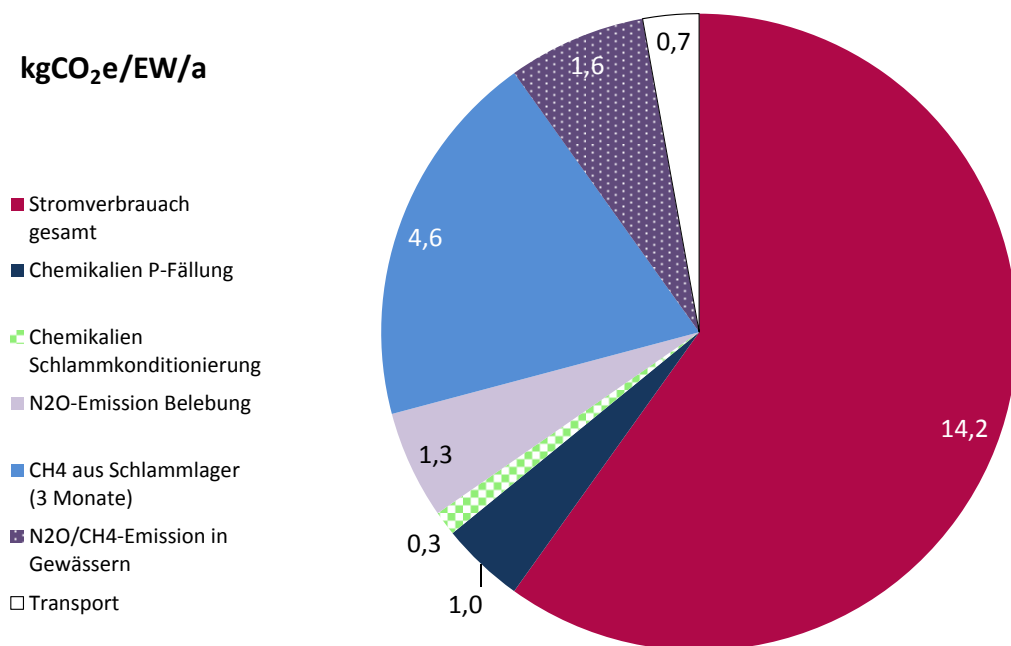


Abbildung 9: THG-Emissionen (als kg CO₂e/EW/a) unterteilt nach Emissionsquellen auf der Kläranlage ohne Faulung.

Tabelle 6: Gegenüberstellung der Gesamtemissionen aus den Musterkläranlagen bei unterschiedlichen Annahmen.

Gesamtemission mit Faulung (mit nicht optimierter N-Entfernung)	Gesamtemission ohne Faulung (mit Schlammmlager)
41,1 kg CO ₂ e/EW/a ohne Gutschrift Faulgas	23,7 kg CO ₂ e/EW/a
11,5 kg CO ₂ e/EW/a Stromverbrauch - 5,2 kg CO ₂ e/EW/a Gutschrift Faulgas	14,2 kg CO ₂ e/EW/a Stromverbrauch -
Gesamtemission mit Faulung (optimierte N-Entfernung und Reduktion der CH₄-Verluste)	Gesamtemission ohne Faulung (ohne Schlammmlager)
18,6 kg CO ₂ e/EW/a - 5,4 kg CO ₂ e/EW/a Gutschrift Faulgas	19,1 kg CO ₂ e/EW/a

Wird die N-Entfernung auf der Kläranlage mit Faulung durch betriebliche Optimierungsmaßnahmen von 77% auf 90% erhöht, könnte die N₂O-Emission laut Interpolationsgerade in Abbildung 6 von 15,5 kg CO₂e/EW/a auf 2,9 kg CO₂e/EW/a reduziert werden (Abbildung 10). Durch die Verringerung der N-Fracht im Ablauf nimmt auch die N₂O-Emission aus Gewässern um 1,2 kg CO₂e/EW/a ab.

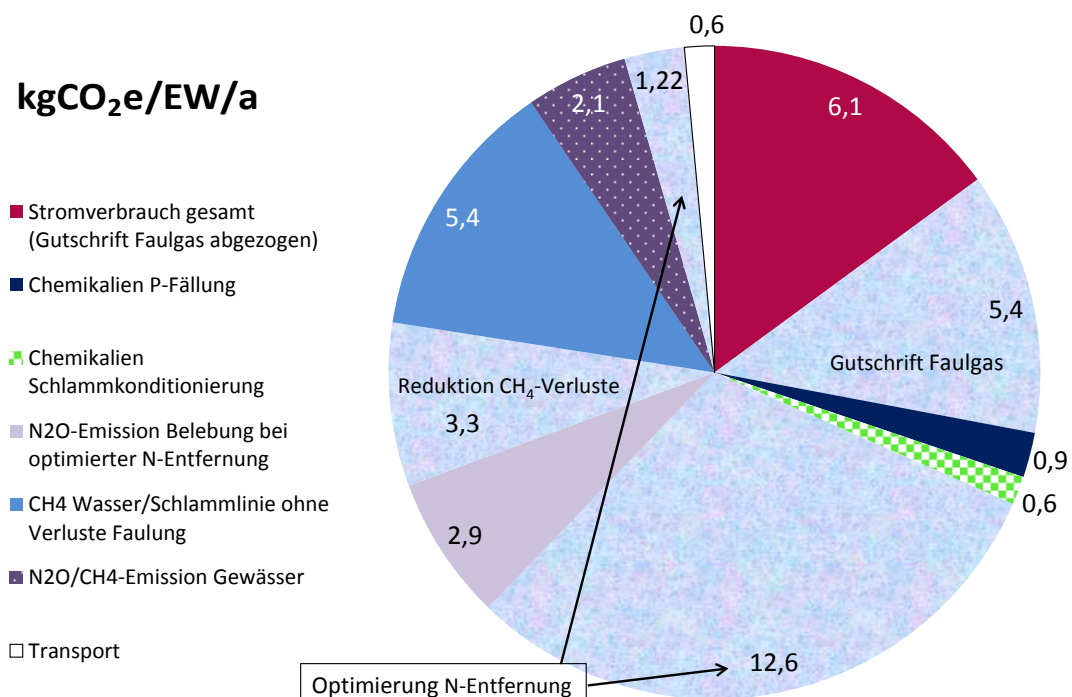


Abbildung 10: THG-Emissionen (als kg CO₂e/EW/a) unterteilt nach Emissionsquellen auf der Kläranlage mit Faulung nach der Optimierung der N-Entfernung und Reduktion der CH₄-Verluste.

Falls auch die CH₄-Verluste aus dem Faulturm durch konstruktive Maßnahmen im Bereich der Schlammflasche reduziert werden, lässt sich ein

Reduktionspotential der CO₂-Emissionen von 3,3 kg CO₂e/EW/a abschätzen. Mit diesen Optimierungsmaßnahmen lässt sich theoretisch die Gesamtemission an CO₂e um ~41% von 41 auf 24 kg CO₂e/EW/a reduzieren. Wird zusätzlich der Gutschrift der Energiegewinn aus dem Faulgas berücksichtigt, ergibt sich für die Kläranlage mit Faulung eine Gesamtemission von 18,6 kg CO₂e/EW/a.

Unter der Annahme dass die Kläranlage mit simultaner Schlammstabilisierung keine längerfristige Schlamm Lagerung betreibt, verringert sich die Gesamtemission in diesem Fall auf rund 19 kg CO₂e/EW/a und liegt somit sehr nahe jener der Kläranlage mit Faulung.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass – unter den getroffenen Annahmen – Kläranlagen mit bzw. ohne Faulung einen ähnlichen CO₂-Fußabdruck aufweisen, solange der Wirkungsgrad der N-Entfernung vergleichbar ist und die Methanverluste verringert werden.

4 CO₂-Fußabdruck der Schlammentsorgung

Wie bereits erwähnt ist der CO₂-Fußabdruck der Klärschlammentsorgung nicht Gegenstand dieses Beitrages. Zu diesem Thema wird auf Parravicini & Svardal (2014) verwiesen. Die Autoren haben sich mit der Berechnung folgender Varianten beschäftigt:

- Landwirtschaftliche Verwertung bzw. Landschaftsbau
- Kompostierung + landwirtschaftliche Verwertung
- Mitverbrennung in einer Müllverbrennungsanlage
- Monoverbrennung mit Schlamm Trocknung.

Aus den Berechnungsergebnissen und unter den darin getroffenen Annahmen kann abgeleitet werden, dass die Klimarelevanz der ausgewählten Klärschlammentsorgungspfade niedriger als jene der Abwassereinigung einzustufen ist. Die Emissionen an CO₂-Äquivalenten lagen zwischen 1 und 3,6 kg CO₂e/EW/a. Es ist dabei anzumerken, dass die CO₂-Bilanz der landwirtschaftlichen Verwertung stark davon abhängig ist, welcher N-P-Mineraldünger durch den Einsatz von Klärschlamm eingespart wird (CO₂-Gutschriftes bei der Herstellung von Mineraldüngern je nach Produkt unterschiedlich).

5 Schlussfolgerungen

Die oben beschriebenen Berechnungsergebnissen haben gezeigt, dass die Emissionen an CO₂-Äquivalenten stark von den eingesetzten Emissionsfaktoren beeinflusst werden. Eine bedachte Auswahl der Emissionsfaktoren ist daher in diesem Rahmen unabdingbar. Aufgrund der Variabilität der Bilanzergebnisse mit den angenommenen Emissionsfaktoren sollen die Ergebnisse eher als grobe Annäherung betrachtet werden (weniger die einzelnen Zahlen sondern mehr die Größenordnungen sind aussagekräftig). Nach Meinung der Autoren besteht der wesentliche Vorteil eines CO₂-Fußabdruckes darin, dass im Zuge der Bilanzierung potentielle THG-Quellen sowie Reduktionsmaßnahmen identifiziert werden können. Es soll hier noch betont werden, dass der CO₂-Fußabdruck allein keine Entscheidungsgrundlage bei Fragestellungen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft darstellen soll. Eine ökologische Bewertung wäre in vielen Fällen eine vernünftige Ergänzung dazu.

Aus den Berechnungsergebnissen lässt sich ableiten, dass die Klimarelevanz der Abwasserreinigung eher gering ist. Für die Referenzkläranlagen wurde unter den getroffenen Annahmen eine Gesamtemission von 20 bis 40 kg CO₂e/EW/a abgeschätzt. Dies entspricht 0,2 bis 0,4 % des CO₂-Ausstoßes, der eine Person in Deutschland bzw. Österreich pro Jahr verursacht (10,64 t CO₂e/E/a, UBA, 2015). Mit einem weiteren Beispiel kann errechnet werden, dass 20 kg CO₂e/EW/a dem CO₂-Ausstoß eines PKW (130 g CO₂/km, EU-Ziel 2015) bei einer Fahrstrecke von rund 150 km entsprechen.

Auch Berechnungen auf nationaler Ebene (vorwiegend nach IPCC GL) belegen, dass die THG-Emissionen aus der Abwasserentsorgung mit geschätzten 289.450 t CO₂e/a wenig relevant sind (NIR 2014). Die emittierte CO₂e-Fracht entspricht 0,36% der gesamten THG-Emissionen aus Österreich.

Trotz der sehr geringen Klimarelevanz der Abwasserreinigung soll im Sinne des Erlangens einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft eine Verringerung der THG-Emissionen aus Kläranlagen angestrebt werden. Zwei Bereiche erscheinen zu diesem Zweck besonders zielführend:

1) Reduktionsmaßnahme für N₂O durch betriebliche Optimierung der N-Entfernung:

Die optimierte N-Entfernung würde nicht nur zu einer Verringerung der N₂O-Emission im Belebungsbecken und in den Gewässern führen, sondern auch zu einer Reduktion des Stromverbrauches für die Belüftung (bessere Nutzung der Denitrifikation zum Kohlenstoffelimination). Durch

die Verbesserung der Ablaufqualität (niedrigere N-Ablaufkraft) könnte auch ein weiterer Beitrag zum Gewässerschutz geleistet werden.

2) CH₄-Reduktionsmaßnahme durch konstruktive Maßnahmen am Faulbehälter:

Die Minimierung von Methanverlusten aus Faultürmen würde nicht nur die Klimawirksamkeit von Kläranlagen reduzieren, sondern auch die Energiegewinnung steigern. Der höhere Energiegewinn aus Faulgas (klimaneutraler Energieträger) würde sich ebenfalls positiv auf die Klimabilanz der Kläranlagen auswirken. Bevor Maßnahmen in der Praxis eingesetzt werden, sollte jedoch die Größenordnung der genannten CH₄-Verluste durch Feldmessungen auf Kläranlagen überprüft werden.

6 Literatur

- Alvarez-Gaitan, J. P.; Peters, G. M.; Short, M. D.; Schulz, M.; Moore, S. (2013). Understanding the impacts of allocation approaches during process-based life cycle assessment of water treatment chemicals. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 10 (1), 87-94.
- ATV-DVKW (2000). Arbeitsblatt A 131 "Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen". GFA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef.
- Daelman, M.R., J.; van Voorthuizen, E. M.; van Dongen, L. G. J. M.; Volcke, E. I. P.; van Loosdrecht, M. C. M. (2012). Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Research*, 46, 3657-3670.
- Daelman, M.R., J.; van Voorthuizen, E. M.; van Dongen, L. G. J. M.; Volcke, E. I. P.; van Loosdrecht, M. C.M. (2013). Methane and nitrous oxide emissions from municipal waste water treatment – results from a long-term study. *Water Science & Technology*, 67.10, 2350-2355
- EcoInvent 3.0. (2013) bzw. 3.1. (2014). Swiss Center for Life Cycle Inventory. Kompetenzzentrum Eidgenössische Institut für Technologie Zürich (ETH Zürich) und Lausanne (EPF Lausanne), Paul Scherrer Institut (PSI), Eidgenössische Laboratorien für Materialtests und –Forschung, Eidgenössische Station Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART). <http://www.ecoinvent.org/>
- GEMIS (2011) Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme. IINAS Internationales Institut für Nachhaltigkeitsanalyse und –strategien.
- Helmer-Madhok C. (2004). "Stickstoffelimination in Kläranlagen – Bewährte und neue Wege". Hochschulschriften zur Nachhaltigkeit, Ökon Verlag, München.
- INCOPA (2014). INCOPA Projekt: *Life Cycle Analysis of Leading Coagulants: Executive Summary*. Prof. Erhard Hoffman, Karlsruhe Institute of Technology, 2014, Karlsruhe. www.incopa.org/publications/INCOPA%20LCA%20Executive%20Summary%20web.pdf
- IPCC (1999). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. International Panel of climate change. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/bgp/5_2_CH4_N2O_Waste_Water.pdf

- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2006): *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Anabe K. (eds). Published: IGES, Japan. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2007): *Climate Change 2007 – Impacts, Adaptation and Vulnerability*. 4th Assessment Report. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.shtml.
- ISA^{UK} (2011). Research Report 07-01, S. 4, März 2011, www.censa.org.uk, 4.; zitiert in Wikipedia <http://de.wikipedia.org/wiki/CO2-Bilanz>.
- Jiang Q., Bakken L. R. (1999). Nitrous oxide production and methane oxidation by different ammoniaoxidizing bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 65(6), 2679-2684.
- Kuai L., Verstraete W. (1998). Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification system. *Appl. Environ. Microbiol.* 64(11), 4500-4506.
- Lifecarbontool (2014). Internet platform: *Evaluation of Greenhouse Gas emissions*; Degremont/Suez; www.lifecarbontool.com.
- Ni, B.-J.; Yuan, Z.; Chandran, K.; Vanrolleghem, P.A.; Murthy, S. (2013). Evaluating Four Mathematical Models for Nitrous Oxide Production by Autotrophic Ammonia-Oxidizing Bacteria. *Biotech. & Bioeng.* 110, 1, 153-163.
- NIR (2014). *Austria's National Inventory Report 2014*. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Reports, Bd. REP-0475. Umweltbundesamt, Wien.
- Parravicini V., Svardal, K. (2014). *Klimarelevanz der Abwasserentsorgung inkl. Klärschlammbehandlung*. ÖWAV-Klärschlammseminar „Klärschlamm-wende?“; 20.-21.11.2014 Wels.
- Parravicini V., Valkova T. (2014). *Lachgasemissionen aus kommunalen Kläranlagen*. ÖWAV-Seminar „Abwasserreinigung: Werte erhalten, Effizienz steigern und Ressourcen schonen“; 25.-26.02.2014 Wien; Wiener Mitteilungen (2014) Band 230, 125-156.
- Pinnekamp J. & Genzowsky K. (2012). *Treibhausgasemissionen aus Abwasseranlagen*. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, 2012, Aachen, Nr.4.
- ProBas (2011). Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement Instrumente. Umweltbundesamt und Ökoinstitut. <http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php>
- Tallec G., Garnier J., Billen G., Gossais M. (2006). Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: effect of oxygenation level. *Water Research*, 40, 2972-2980.
- UBA (2015). Deutscher Durchschnitt. Umweltbundesamt, http://uba.klimaktiv-co2-rechner.de/de_DE/page/footprint/, Februar 2015.
- Woess-Gallash, S.; Bird, S.; Enzinger, P.; Jungmeier, G.; Padinger, R.; Pena, N.; Zanchi, G. (2010). *Greenhouse Gas Benefits of a Biogas Plant in Austria*. Joanneum Research Forschungsgesellschaft mbH. Resources – Institute of Water, Energy and Sustainability, Graz, Austria.

Korrespondenz an:

DI Dr. Vanessa Parravicini

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/226/2, 1040 Wien

Tel.: +43 1 58801 22612

Mail: vparravi@iwag.tuwien.ac.at

Das Braunschweiger Modell: Langjährige Praxiserfahrungen mit der Abwasserwiederverwertung

Bernhard Teiser

Abwasserverband Braunschweig

Abstract:

Der Abwasserverband Braunschweig wurde 1954 als Wasser- und Bodenverband entsprechend den Bestimmungen des Wasserverbandsgesetzes gegründet. Die Mitglieder dieser Körperschaft des öffentlichen Rechts sind

- die Stadt Braunschweig sowie
- der Wasserverband Gifhorn als Abwasserlieferanten und
- die Grundstückseigentümer der landwirtschaftlichen Nutzflächen als Abwasserabnehmer.

Aufgabe des Verbandes ist es, auf ca. 2.700 Hektar landwirtschaftlicher Produktionsfläche Abwasser zu verregnen und so sowohl das Wasser als auch die darin enthaltenen Pflanzennährstoffe sinnvoll zu nutzen.

Diese landwirtschaftliche Abwasserverwertung führt

- durch weniger Aufwand beim Ausbau und Betrieb des Klärwerkes zu Kosteneinsparungen beim Abwassergebührenzahler,
- durch Wasser- und Nährstoffnutzung in der Landwirtschaft zu dauerhaft sicheren und hohen Erträgen und
- durch die Nutzung des Abwassers als Beregnungswasser zur Schonung der Grundwasserressourcen.

Key Words: Abwassernutzung, Abwasserwiederverwertung, Nährstoffrecycling, Reuse

1 Einleitung

Obwohl Deutschland ein wasserreiches Land ist, herrscht zu Zeiten mit längerer Trockenheit in bestimmten Bereichen immer wieder Wassermangel. Schon vor Jahrzehnten hat die Wasserwirtschaft Lösungen gefunden, in dem sie das Wasser aus Überschussgebieten über Fernwasserleitungen in die Bedarfsgebiete leitet. Beispielsweise ist die Versorgung von Städten und Gemeinden in Norddeutschland durch Wasser aus den Harztalsperren zu nennen.

Anders ist das, wenn es darum geht, Wasser für die Bewässerung großer Flächen mit Pflanzenanbau bereitzustellen. Die Notwendigkeit der Bewässerung ist aus klimatischen Gründen von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich und immer nur für eine bestimmte Zeit des Pflanzenwachstums erforderlich.

Die jährliche klimatische Wasserbilanz in Deutschland ist grundsätzlich positiv, die Niederschläge sind höher als die Verdunstung. Leider ist diese Feststellung nicht überall für die Vegetationszeit der Pflanzen zutreffend. Die Wetteraufzeichnungen zeigen, dass die Zeiten mit einer negativen Wasserbilanz in Nordostniedersachsen, dem größten Beregnungsgebiet Deutschlands, seit Jahrzehnten zunehmen. In dem beschriebenen Gebiet, dazu gehört auch die Lüneburger Heide, wird auf den leichten Böden mit Bodenzahlen zwischen 18 und 35, eine intensive Landwirtschaft betrieben. Aus den vorgenannten Gründen müssen hier die ausbleibenden Niederschläge durch Beregnung ausgeglichen werden.

In Niedersachsen ist die Entnahme von Wasser aus der "fließenden Welle", aus Flüssen und Seen, nicht zugelassen. Damit bleibt nur die Entnahme aus dem Grundwasser, die gesetzlich begrenzt ist um sicherzustellen, dass durch zu starke Absenkung des Grundwasserspiegels die Vorfluter nicht trocken fallen und die Ökologie in Feuchtgebieten nicht beeinträchtigt wird.

Die Begrenzung erfolgt durch wasserrechtliche Erlaubnisbescheide, die im siebenjährigen Durchschnitt Entnahmemengen von 80 mm je Hektar und Jahr zulassen. Mit derart begrenzten Wassermengen wäre unter den gegebenen Verhältnissen eine ausreichende Bewässerung der Felder des Abwasserverbandes Braunschweig nicht möglich. Das Problem konnte hier nur durch die Nutzung des Abwassers der Stadt Braunschweig gelöst werden.

2 Landwirtschaftliche Abwasserverwertung in Braunschweig

In Braunschweig hat die landwirtschaftliche Abwasserverwertung eine über hundertjährige Tradition.



© 2012 Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung

Abbildung 1: Verrechnungsgebiet

Die bis heute genutzten Rieselfelder wurden 1895 in Betrieb genommen. Sie wurden bis 1962 landwirtschaftlich für den Gemüseanbau genutzt und sind danach zur biologischen Nachreinigung des Kläranlagenablaufs umgestaltet worden. Sie bilden gleichzeitig ein Rast- und Brutgebiet für viele Vogelarten.

Die Rieselfelder wurden nur für 100.000 Einwohner angelegt und waren schon vor dem 2. Weltkrieg zu klein. Anstelle einer Erweiterung oder eines Kläranlagenbaus wurde eine Abwasserverregnung geplant. Dafür wurde im Jahre 1954 der Abwasserverband Braunschweig als Wasser- und Bodenverband gegründet. Auf einer Fläche von 4.000 Hektar wurden in vier Bauabschnitten die vier Pumpwerksbezirke mit 2.700 Hektar Beregnungsfläche ausgebaut. Im Zuge des Ausbaues wurden 100 Kilometer Erdleitungen mit 900 Unterflurhydranten verlegt, aus denen das Wasser für die Regenmaschinen entnommen wird.

2.1 Voraussetzungen der landwirtschaftlichen Abwasserverwertung

Abwasserverwertung kann ganzjährig nur dort stattfinden, wo die entsprechenden Voraussetzungen gegeben sind. In Deutschland besteht die Beregnungsbedürftigkeit aufgrund des Klimas und der Bodengüte nur in bestimmten Gebieten. Damit ist auch der wichtigste Grund genannt, weshalb die landwirtschaftliche Abwasserverwertung nicht stärker in Deutschland verbreitet ist und keine größeren Anlagen, neben denen in Braunschweig und Wolfsburg, entstanden sind.

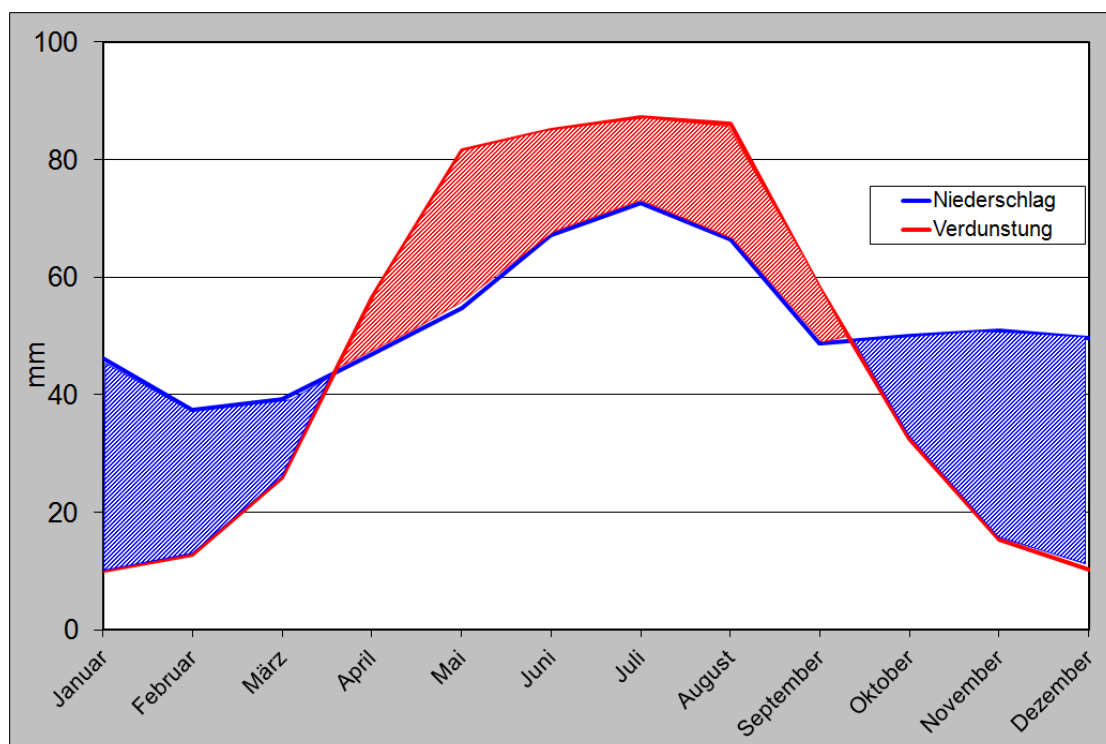


Abbildung 2: Mittlere klimatische Wasserbilanz von 1921 bis 2011

Die Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes, Station Braunschweig, zeigen, dass in den Monaten April bis September die klimatische Wasserbilanz negativ ist.

Das Defizit zur Zeit der Gründung des Verbandes betrug 122 mm. In den letzten zehn Jahren ist die durchschnittliche Fehlmenge während der Vegetationszeit auf 181 mm angestiegen. Der Rückgang der Niederschläge im Frühjahr und Sommer wird weitgehend durch höhere Winterniederschläge ausgeglichen, was möglicherweise auf die zu beobachtende Steigerung der durchschnittlichen Jahrestemperaturen zurückzuführen ist.

Eine ganzjährige Abwasseraufbringung setzt leichte Böden in ebener Lage voraus. Die leichten Böden können auch nach Niederschlägen zusätzlich Wasser aufnehmen. Die ebene Lage ist erforderlich, damit das Wasser sich gleichmäßig auf der Fläche verteilt und nicht ab- oder zusammenfließt. Diese zweitwichtigste Voraussetzung ist in Braunschweig gegeben.

Grundwasserstände von etwa 1,50 m unter der Oberfläche müssen ggf. durch entsprechend tief verlegte Dränungen geschaffen werden.

Eine möglichst geringe Besiedlungsdichte ist wünschenswert, weil die notwendigen Auflagen in der "Wasserrechtlichen Erlaubnis" durch die Wasserbehörde – besonders im Hinblick auf einzuhaltende Sicherheitsabstände usw. auch an öffentlichen Verkehrswegen – zu wirtschaftlich nicht zu vertretbaren Einschränkungen führen können. Die Akzeptanz durch die Anwohner muss in diesem Zusammenhang ebenfalls gesehen werden. Sie ist nur durch die Ausschaltung von Geruchsbelästigungen durch geeignete Maßnahmen zu erreichen.

Letztlich müssen optimal gestaltete Schlaggrößen und -formen den Einsatz moderner Beregnungsgeräte und -maschinen und damit den wirtschaftlichen Beregnungsbetrieb zulassen. In Braunschweig wurde diese Voraussetzung durch die Schaffung eines Wege- und Gewässernetzes und das damit identische Erdleitungsnetz mit den Entnahmehydranten im Rahmen von Flurbereinigungsverfahren geschaffen.

2.2 Vorteile der landwirtschaftlichen Abwasserverwertung

In den Beratungen vor der Verbandsgründung spielten natürlich die Vorteile aus der jeweiligen Sicht der Beteiligten die entscheidende Rolle.

Die Stadt Braunschweig brauchte damals keine Kläranlage zu bauen und zu betreiben.

Der inzwischen durchgeführte Kläranlagenbau verringert zwar den Vorteil des Abwasserlieferanten gegenüber früher (Rohabwassererregung), jedoch ist

durch einen angepassten Kläranlagenausbau (geringere Nachklärbeckenkapazitäten, keine Filtration, etc.) ein Vorteil der Abwasserverregnung gegenüber dem herkömmlichen Kläranlagenbetrieb vorhanden. Auch die Mitverregnung des jetzt ausgefaulten Schlammes ist als Vorteil sowohl für den Abwasserlieferanten (geringere Entsorgungskosten) als auch für den Landwirt (Pflanzennährstoffe) zu sehen.

Für die Landwirtschaft spielte die Nutzung der Inhaltsstoffe, der Dünge- und organischen Stoffe, vor allem aber die Wasserbereitstellung, die wichtigste Rolle. Die leichten Sandböden werden durch die organischen Bestandteile aufgewertet, ihre wasserhaltende Kraft wird verbessert und Nährstoffe und die im Durchschnitt der Jahre in der Vegetationszeit fehlenden Niederschläge werden durch die Beregnung ersetzt und die klimatische Wasserbilanz ausgeglichen.

Die jährlich mit dem Abwasser aufgebrauchten Nährstoffmengen liegen bei

- 67 kg/ha mineralischen Stickstoff,
- 80 kg/ha P_2O_5 ,
- 90 kg/ha K_2O ,
- sowie Schwefel und Kalk in nennenswerten Mengen.

Insbesondere die Phosphordüngung wird fast vollständig aus dem Abwasser/Klärschlamm geliefert.

Die Bereitstellung des fehlenden Wassers brachte die gewünschten und erwarteten Ertragssteigerungen. Viel wichtiger ist aber die Möglichkeit, auch andere, anspruchsvollere Früchte (Zuckerrüben, Mais, Weizen) anzubauen. Dabei ist die Ertragssicherung durch die Beregnung im Hinblick auf sichere Ernten besonders hoch einzuschätzen, hängt doch damit, aus betriebswirtschaftlicher Sicht, die Liquidität und der langfristige Bestand der Betriebe zusammen. Zu erwähnen ist an dieser Stelle auch, dass der heute in vielen Bereichen durchgeführte Vertragsanbau und die damit verbundene Verpflichtung zur Vertragserfüllung ohne Beregnung auf den leichten Böden nicht möglich wäre.

Ein Vorteil aus heutiger Sicht ist unter den Stichworten Ökologie – Umweltschutz – Kreislaufwirtschaft zu sehen.

Hier muss genannt werden:

- Die Vermeidung der Restverschmutzung des Vorfluters. Immerhin konnte zwischenzeitlich die Güteklasse II (mäßig belastet) im Unterlauf der Oker nördlich von Braunschweig erreicht werden.

- Die Bereitstellung von Beregnungswasser durch Abwasser anstelle von Grundwasser. Um für die Verbandsfläche das durchschnittlich benötigte Beregnungswasser bereitzustellen, müssten 4 - 5 Mio. m³ Grundwasser jährlich gefördert werden.
- Die erwähnte Doppelnutzung des Wassers sowie die Nutzung der Inhaltsstoffe und des Klärschlammes im Sinne des heute maßgebenden Kreislaufwirtschaftsgesetzes.

Das im ersten Jahrzehnt nach Aufnahme des Verregnungsbetriebes genutzte Rohrberegnungsverfahren erforderte, vor allem in der Hauptberegnungszeit, sehr viele Arbeitskräfte. So wurden unter Beteiligung des Verbandes Trommelberegnungsmaschinen entwickelt. Diese Beregnungstechnik ist später in der Feldberegnung in der Bundesrepublik Deutschland die allgemein gebräuchliche Beregnungstechnik geworden.



Abbildung 3: Beregnungsmaschine

2.3 Herausforderungen in der landwirtschaftlichen Abwasserverwertung

Ein Problem, das den Fortbestand der Abwasserverregnung in Frage gestellt hat, waren Geruchsbelästigungen durch das in den ersten 20 Jahren ausgebrachte Rohabwasser, das lediglich mechanisch gereinigt war. Die Einwohner der Orte im oder am Verregnungsgebiet waren nicht länger bereit, die Belästigungen hinzunehmen. Alle damals angestellten Untersuchungen und Versuche führten letztlich dazu, eine Vorbehandlungsanlage, d.h. eine Kläranlage mit biologischer Reinigungsstufe zu bauen, in der lediglich die leicht in Faulung übergehenden organischen Stoffe mineralisiert und abgebaut

werden. Der Vorschlag wurde 1979 in die Tat umgesetzt und bildete den ersten von mehreren Bauabschnitten, mit denen das Klärwerk Steinhof ausgebaut wurde. Erfreulicherweise stellte sich der erwartete Erfolg ein.



Abbildung 4: Klärwerk Steinhof

Die vertretbaren Werte des Bodens und des Klärschlammes nach der Klärschlammverordnung konnten nicht darüber hinwegtäuschen, dass Handlungsbedarf bestand, wenn man die über längere Zeiträume zu befürchtende Akkumulation der Schadstoffe ausschließen wollte. Ab 1980 durchgeführte Einleiterkontrollen durch den Kanalnetzbetreiber führten zu einer Senkung z. B. der Cadmiumfracht von über 90 %. Die Novelle zum Wasserhaushaltsgesetz schaffte 1985 die Möglichkeit, Verstöße gegen die entsprechend geänderte Abwassersatzung der Stadt mit hohen Bußgeldern zu ahnden. Das Ergebnis war eine Unterschreitung der 1982 festgesetzten und der 1992 drastisch verschärften Grenzwerte der Klärschlammverordnung. Die in dem Maße nicht erwarteten Erfolge durch Einleiterkontrollen in etwa 500 Betrieben haben es mit sich gebracht, den Klärschlamm landwirtschaftlich zu verwerten.

Stickstoff, einer der wichtigsten Nährstoffe für das Pflanzenwachstum, ist im Abwasser enthalten. Die Durchlässigkeit der leichten Sandböden legt die Annahme nahe, dass das leicht lösliche Nitrat ausgewaschen wird und in das Grundwasser gelangt. Es wird weiter davon ausgegangen, dass dieser Prozess bei der Aufbringung von Abwasser noch verstärkt wird, weil sie ganzjährig und weitestgehend unabhängig von den natürlichen Witterungsbedingungen erfolgt.

Aus den genannten Gründen wurden und werden ständig im Verrechnungs-

gebiet entnommene Grund- und Dränagewasserproben von staatlichen Stellen untersucht. Sie zeigen, dass eine Beeinträchtigung in dem Maße, wie man annehmen könnte, nicht eintritt.

Ohne dass dafür gesetzliche Vorschriften oder Auflagen gemacht wurden, sind vom Verband im Laufe der Jahre zahlreiche Maßnahmen getroffen worden, die einer Nitratverlagerung entgegenwirken.

Die wichtigsten sind in der vegetationsarmen Zeit:

- Die Eliminierung von mehr als 90 % des Stickstoffes durch Nitrifikation und Denitrifikation im Klärwerk
- Die Verringerung der Abwasseraufbringungsmenge durch stärkere Nutzung der umgestalteten Rieselflächen bis hin zur Einstellung der Beregnung im Winter
- Die Förderung des Anbaues von Winterzwischenfrüchten zur Gründüngung mit dem Ziel der Aufnahme und Festlegung des von den Pflanzen nicht genutzten Reststickstoffes
- Die Beratung der Landwirte hinsichtlich der vorhandenen $N_{\min}$ -Werte
- Die wöchentliche Unterrichtung der Landwirte über die mit dem Abwasser aufbrachten Nährstoffe. Dadurch kann vor allem der mineralisierte und damit von den Pflanzen aufnehmbare Stickstoff von den Landwirten bei der Düngung berücksichtigt werden.
- Die Aufstellung eines schlagbezogenen Flächenkatasters entsprechend den Vorschriften der Düngeverordnung
- Die Unterrichtung der Landwirte über alle wichtigen Fragen und Probleme in den Jahresversammlungen vor Beginn der Frühjahrsarbeit

Schließlich sind hier noch die schwer abbaubaren organischen Schadstoffe zu nennen, die in den letzten Jahren zunehmend Beachtung gefunden haben. Die Klärschlammverordnung von 1992 schreibt deshalb Analysen zur Feststellung von halogenierten Kohlenwasserstoffen unter dem Summenparameter AOX und von Dioxinen und Furanen vor. Die Untersuchungsergebnisse in Braunschweig geben keinen Grund zu der Annahme, dass die festgesetzten Grenzwerte einmal erreicht oder gar überschritten werden könnten.

Auch die jetzt verstärkt untersuchten Mikroschadstoffe wie Arzneimittelreste, Duftstoffe und andere schwer abbaubare Schadstoffe werden durch die Bodenpassage eher eliminiert als durch das Einleiten in ein Gewässer. Das europäische Forschungsprojekt „Poseidon“ hat dies belegt.

3 Das Braunschweiger Modell

Bei dem Braunschweiger Modell handelt es sich um einen Wasser-Nährstoff-Energiekreislauf, der das Abwasser aus der Stadt im Klärwerk mechanisch und biologisch reinigt. Das gereinigte Abwasser wird anschließend auf den landwirtschaftlichen Flächen verregnet. Die darauf wachsenden Energiepflanzen dienen der Erzeugung von Biogas.

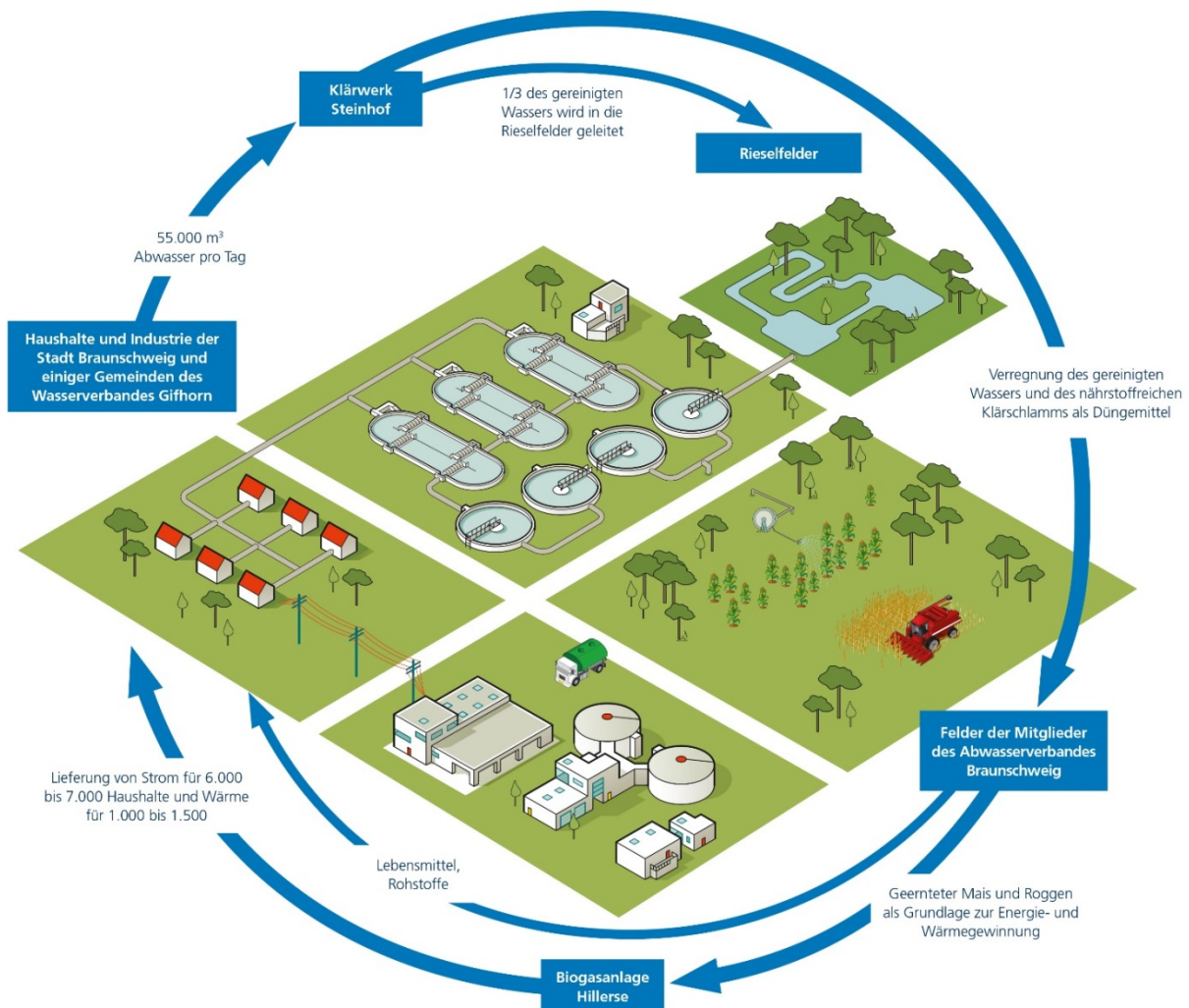


Abbildung 5: Braunschweiger Modell

3.1 Abwasserkonzept Braunschweig

Bereits vor Jahren wurde für Braunschweig und die angeschlossenen Gemeinden mit 350.000 Einwohnergleichwerten ein Konzept entwickelt, das vorsieht

- das gesamte Abwasser im Klärwerk Steinhof, etwa 21 Mio. m³/a, zu reinigen und der Verregnung auf den landwirtschaftlich genutzten Ackerflächen bzw. der Nachbehandlung auf den Rieselflächen zuzuführen,
- kein gereinigtes Abwasser aus dem Klärwerk direkt in die Oker abzuleiten.

Dieses Konzept hat die erwähnte ständige Verbesserung der Wasserqualität der Oker bewirkt. Ein Ergebnis, das seinesgleichen in Niedersachsen und vielleicht darüber hinaus sucht!

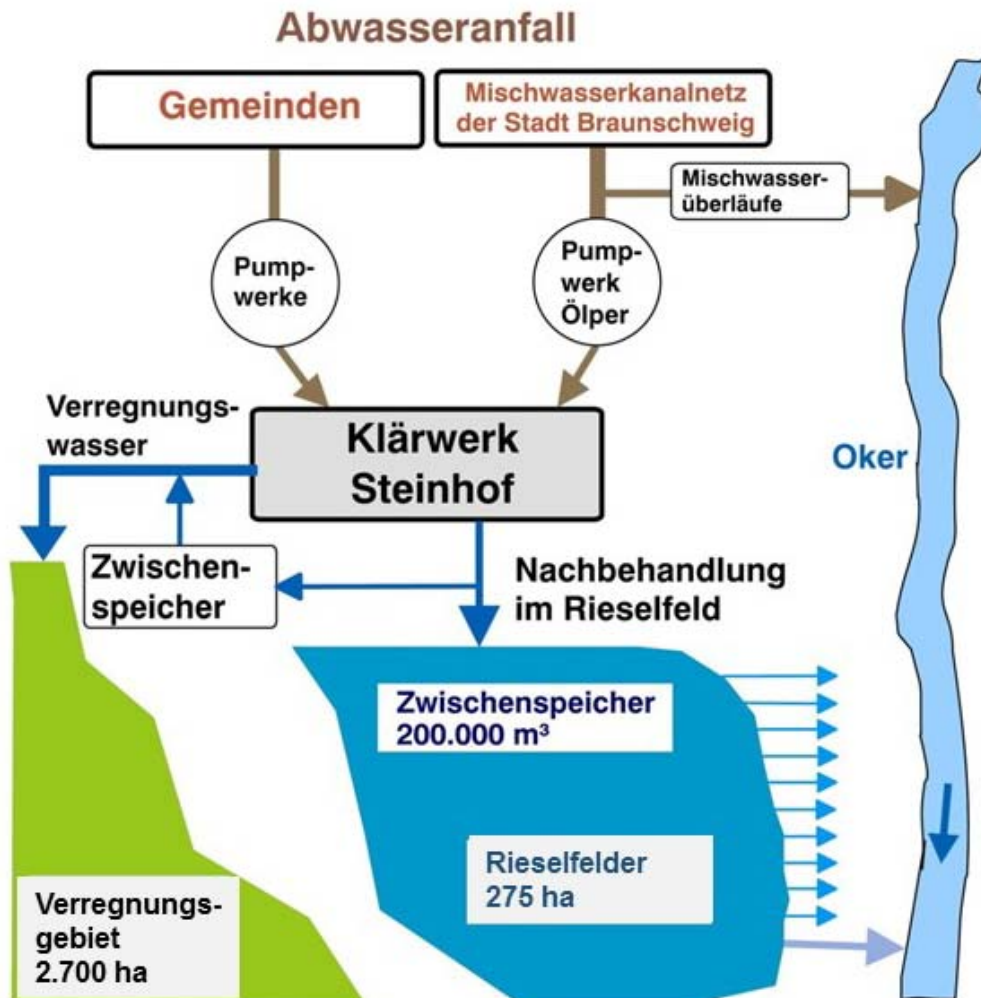


Abbildung 6: Abwasserkonzept in Braunschweig

3.2 Nachwachsende Rohstoffe

Um den Landwirten die Möglichkeit zu geben, neben der Lebensmittelproduktion auf nachwachsende Rohstoffe ausweichen zu können, hat der Verband im Verregnungsgebiet eine Biogasanlage errichtet, die Biogas für 2,5 MW_{el} erzeugt. 80% des Gases werden direkt über eine 20 km lange Leitung nach Braunschweig transportiert, dort verstromt und Strom und Wärme in die kommunalen Netze eingespeist.



Abbildung 7: Biogasanlage des Abwasserverbandes

4 Ausblick

Die Abwasserlandbehandlung ist die älteste Art der Abwasserverwertung. Nur in wenigen Fällen wird diese naturnahe Methode genutzt und ausgebaut.

Der Abwasserverband Braunschweig hat dieses System aufrechterhalten und ausgebaut. Dabei wurden viele Probleme gelöst und Widerstände überwunden.

Gerade unter dem Aspekt der knapper werdenden Grundwasserressourcen für die Landwirtschaft, die endlichen Phosphatvorräte auf der Welt und die Reduzierung von Schadstoffen ist dieses System aktuell und zukunftsweisend.

Der Verband wird alles daran setzen, die landwirtschaftliche Klärschlamm- und Abwasserverwertung auch morgen und in Zukunft weiter durchführen zu können!

Korrespondenz an:

Bernhard Teiser (Formatvorlage: Bezugs Autor)

Abwasserverband Braunschweig
Celler Str. 22, D-38176 Wendeburg

Tel.: 0049- (0)5303 509-0

Mail: bernhard.teiser@abwasserverband-bs.de

Eine Internationale Perspektive von Water-Reuse

Josef Lahnsteiner, Ferdinand Klegraf, Patrick Andrade, Rajiv Mittal

VA TECH WABAG Wien und Chennai

Abstract:

Global betrachtet ist Wasserwiederverwendung (*Water Reuse*) einer der großen Trends in der Wasserwirtschaft. Gereinigtes, aus Abwasser zurückgewonnenes Wasser (*Reclaimed/Recycled Water*) wird aufgrund der zunehmenden Wasserknappheit für verschiedene Zwecke wiederverwendet: zur landwirtschaftlichen und innerstädtischen Bewässerung (z. B. Parks), innerstädtisch desweiteren für Toilettenspülung und Straßenreinigung, in der Industrie als Kühl- und Prozesswasser und - als anspruchsvollste Anwendung in der Wasserwiederverwendung - zur Trinkwasseranreicherung (*Potable Reuse*). In diesem Bericht werden drei internationale Fallbeispiele vorgestellt: innerstädtische Wasserwiederverwendung in Peking/China, industrielles Wasser Recycling in einer indischen Raffinerie und *Potable Reuse* in Windhoek/Namibia.

Key Words: Direct Potable Reuse, Industrial Reuse, Urban Reuse, Water Reclamation, Water Reuse

1 Einleitung

Frischwasser wird aufgrund verschiedener Faktoren wie Bevölkerungswachstum, Urbanisierung, steigendem Pro-Kopf Verbrauch und Klimawandel immer knapper. Wasserwiederverwendung (*Water Reuse*) ist daher vor allem in ariden und semi-ariden Gebieten einer der großen Trends im Wassermanagement. Water-Reuse ist eine nachhaltige Vorgangsweise, i. e. natürliche Ressourcen werden qualitativ und quantitativ geschont, der Energiebedarf ist relativ niedrig (in der Regel niedriger als bei der Meerwasserentsalzung) und die Versorgungssicherheit wird in unterschiedlichen Bereichen erhöht. Die erhöhte Versorgungssicherheit spielt z. B. für die industrielle Wasserversorgung in Regionen mit hohem Wasserstress eine große Rolle, da bei Wasserknappheit der Trinkwasserversorgung eine höhere Priorität eingeräumt und als erstes die Versorgung der Industrie mit Frischwasser gestoppt wird.

2 Internationale Fallbeispiele

Gereinigtes Abwasser (*Reclaimed/Recycled Water*) kann für verschiedene Zwecke, die eine unterschiedliche Wasserqualität erfordern, wiederverwendet werden: in der Landwirtschaft (*Agricultural Reuse*), im innerstädtischen Bereich (*Urban Reuse*), in der Industrie (*Industrial Reuse*) und zur Trinkwasseranreicherung (*Indirect* oder *Direct Potable Reuse*). Im Folgenden werden drei internationale Fallbeispiele beschrieben: *Urban Reuse* in Peking, China, *Industrial Reuse* in einer indischen Raffinerie und *Potable Reuse* in Windhoek, Namibia.

2.1 Innerstädtische Wasserwiederverwendung am Beispiel des Olympischen Parks in Peking

Peking ist aufgrund seiner geographischen Lage, seines trockenen Klimas und seines hohen Wasserbedarfs in einem Ausnahmezustand. Die Wasserverfügbarkeit liegt unter $300 \text{ m}^3/\text{Person}$. Dies ist bei weitem unter dem *Water Scarcity Index* von $1.000 \text{ m}^3/\text{Person}$ (Sun *et al.* 2013). Wasserrückgewinnung (*Water Reclamation*) aus Abwasser (*Wastewater*; in der neuen, weiterentwickelten und positiver besetzten Terminologie: *Used Water*) und Wasserwiederverwendung (*Water Reuse*) sind daher von enormer Bedeutung. Die wichtigsten Treiber für Wasserwiederverwendung sind das starke Bevölkerungswachstum und die damit zusammenhängende rückgehende Wasserverfügbarkeit sowie der Wille der Behörden die städtische Infrastruktur zu verbessern.

In Peking hat sich im letzten Jahrzehnt Membran Filtration – wie auch in vielen anderen Regionen - zu einer der wichtigsten Schlüsseltechnologien für Wasserwiederverwendung entwickelt. Als erste Membrananlage (tertiäre Ultra-Filtration; $Q = 80.000 \text{ m}^3/\text{Tag}$) wurde die *QingHe Water Reclamation Plant* (QH-WRP 1) im Jahr 2006 in Betrieb genommen. Die zweite Anlage, ein Membran-Bioreaktor ($60.000 \text{ m}^3/\text{Tag}$) wurde 2008 in *BeiXiaoHe* realisiert (BXH-WRP 1). Inzwischen wurden Membrananlagen mit einer Gesamtkapazität von $650.000 \text{ m}^3/\text{Tag}$ (Tabelle 1) installiert (MBR: $250.000 \text{ m}^3/\text{Tag}$ und tertiäre Filtration: $400.000 \text{ m}^3/\text{Tag}$). Wie in Tabelle 1 desweiteren dargestellt, wurden seit 2006 eine Reihe von Anlagen mit unterschiedlichen Verfahren (MBR und tertiäre Ultra-filtration), Kapazitäten (zwischen 40.000 and $320.000 \text{ m}^3/\text{Tag}$) sowie Membranen (von GE/Zenon, Siemens/Memcor, Beijing Origin Water und Pentair/X-Flow) für verschiedene Reuse-Anwendungen gebaut, wobei ein Teil des in den oben genannten Qinghe and BeiXiaoHe Anlagen (in beiden Fällen Phase I) produzierten *Reclaimed Waters* im Olympischen Park als Zusatzwasser

für das *Recreational Water Eco-System*, das in Form eines Drachens konstruiert wurde, wiederverwendet wird.

Tabelle 1: Peking - Membrananlagen

Location		MBR		Tertiary UF		Total Capacity [m ³ /d]
		Capacity [m ³ /d]	Membrane Supplier	Capacity [m ³ /d]	Membrane Supplier	
BeiXiaoHe I	2008	60,000	Memcor	-	-	
BeiXiaoHe II	2012	40,000	Origin Water	-	-	
QingHe I	2006	-	-	80,000	Zenon	
QingHe II	2012	150,000	Origin Water	320,000	X-Flow	
Total Capacity [m ³ /d]		250,000		400,000		650,000

In der QH WRP 1 (Abbildung 1) wird der Ablauf der konventionellen Kläranlage (AAO Prozess, **anaerob**, **anoxisch**, **oxisch**) zur Wiederverwendung mit folgendem Verfahren aufbereitet: Feinsiebung (Maschenweite 300 µm), Ultrafiltration (GE/ZeeWeed 1000; sechs Membran Linien mit jeweils einer Netto-Produktion von 13.333 m³/Tag; Gesamtproduktion: 80.000 m³/Tag), Ozon-Oxidation und Desinfektion mit Chlor. Von den 80.000 m³/Tag *Reclaimed Water* werden ca. 60.000 m³/Tag im Olympischen Park wiederverwendet.



Abbildung 1: QH-WRP 1 – Tertiäre Ultra-Filtration (ZeeWeed 1000)

Der Großteil (ca. 57,000 m³/Tag) wird als Bewässerungswasser genutzt. 3.200 m³/Tag werden in einem *Constructed Wetland*, in einem *Indoor Eco-System* (Greenhouse) und in einem *Aquatic Plant Pond* zur weiteren Nährstoffelimination (Verminderung des Eutrophierungsrisikos) weiterbehandelt und dem *Recreational Water Eco-System* zugeführt (Abbildung 2, *Reclaimed Water Intake A*). In Abbildung 2 kann man auch sehen, dass das *Recreational Water Eco-System* die Form eines Drachens (mit mehreren Kilometern Länge und mehreren Hundert Metern Breite) hat, wobei der Kopf des Drachens ein artifiziereller/konstruierter See ist und der Körper des Drachens von einem artifizierellen/konstruierten Fluss gebildet wird (Sun et al 2013).

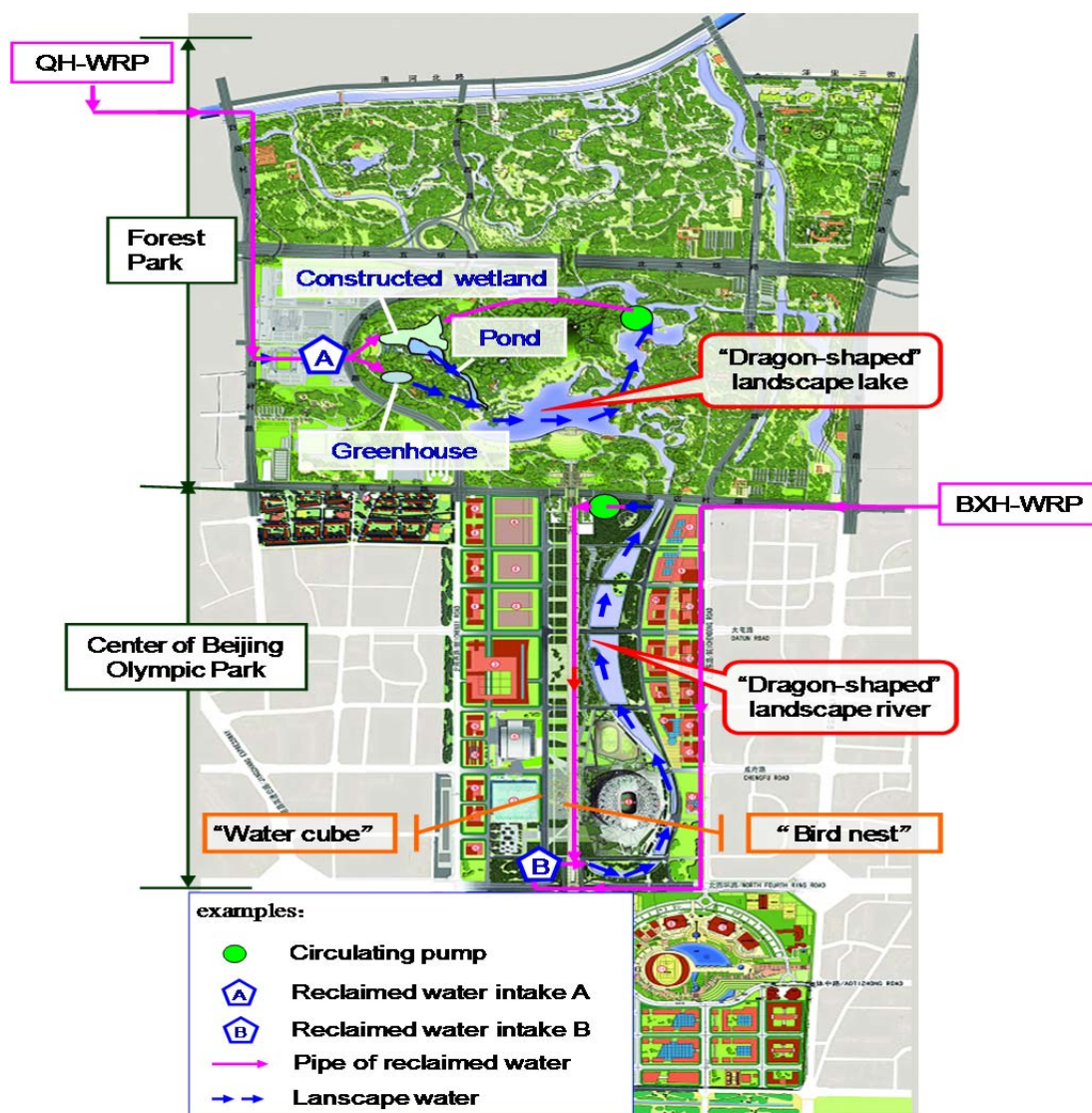


Abbildung 2: Olympischer Park mit Recreational Water Eco-System

Die BXH-WRP 1 wurde im Rahmen der Erweiterung und Ertüchtigung/Modernisierung der konventionellen Kläranlage als MBR ausgeführt (60,000 m³/Tag; Inbetriebnahme 2008 im Rahmen der Olympischen Spiele) und parallel zur bestehenden Anlage (AAO Prozess; 40,000 m³/Tag) betrieben. In den Jahren 2010 bis 2012 wurde auch der konventionelle Teil in einen MBR umgebaut (siehe Tabelle 1 BeiXiaoHe II), i. e. seit 2012 werden 100% des Abwassers mit Membranen behandelt und wiederverwendet (Abbildung 3).

In der BXH-WRP 1 wird ein Teilstrom des MBR Permeates zusätzlich mit Umkehrosmose behandelt (Abbildung 3) um die strengen Erfordernisse (vor allem hinsichtlich Nährstoffe) für die direkte Wiederverwendung als Zusatzwasser für das *Recreational Water Eco-System* zu erfüllen. Das Umkehrosmose Permeat wird mit Chlordioxid desinfiziert und am *Reclaimed Water Intake B* (siehe Abbildung 2) nahe dem *National Stadion* („Vogelnest“) in das drachenförmige Wassersystem gepumpt.

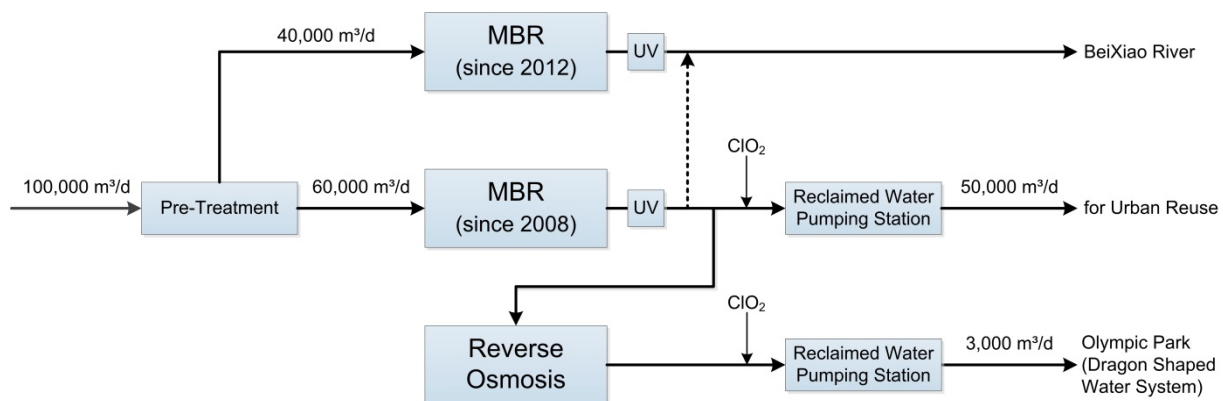


Abbildung 3: Schematische Darstellung BeiXiaoHe Water Reclamation Plants (Phase 1 & 2)

In Abbildung 4 ist der Einbau eines Membran Moduls (Memcor Memjet) dargestellt. Insgesamt wurden 38 Racks mit jeweils 16 Membranmodulen (Gesamtmembranfläche: 182.886 m²) in acht Membrantanks installiert. Bei maximaler hydraulischer Belastung ergibt sich damit ein Flux von 19,5 L/m²*h (bei einer Referenztemperatur von 18 °C).



Abbildung 4: BXH-WRP 1 – MBR (Einbau eines Memcor Memjet Moduls)

Die Reinigungsergebnisse der QH-WRP 1 und BXH-WRP 1 sind in Tabelle 2 dargestellt. Wie man in dieser Tabelle sehen kann, ist die CSB Reinigungsleistung im BXH MBR erwartungsgemäß - aufgrund des biologischen Hochleistungsprozesses - wesentlich besser als in der Tertiären Ultra-Filtration der QH WRP 1. Das MBR Filtrat wird zusätzlich - wie bereits erwähnt - zur Entfernung von Nährstoffen, gelösten Salzen und Mikro-verunreinigungen mit Umkehrosmose behandelt. Die dadurch erzielte Gesamt-Phosphor Konzentration ist kleiner als 0,01 mg/L und der Gesamt-Stickstoff Gehalt kleiner als 0,5 mg/L. Dies ist erforderlich um das Risiko einer Eutrophierung des artifiziellen Wasser Systems (*Dragon-Shaped Water Eco-System*) zu verhindern. Da die Konzentrationen im Ablauf der QH-WRP 1 wesentlich höher sind, muss die Qualität - wie oben erwähnt - durch weitere Reinigungsschritte im Olympischen Park (*Constructed Wetland, Indoor Eco-system* und *Aquatic Plant Pond*) weiter verbessert werden.

Tabelle 2: Reinigungsergebnisse der QH-WRP 1 und BXH-WRP 1

Parameter	Unit	QH-WRP 1			BXH-WRP 1				
		Design		Actual	Design		Actual		
		Inflow	Outflow	Outflow	Inflow	Outflow	Outflow		
			Tert. UF	Tert. UF		MBR RO	MBR	RO	
BOD ₅	mg/L	20	6	<2	280	6	4	<2	<2
COD	mg/L	60	30	40-50	550	30	20	15-20	<10
TSS	mg/L	30	1.5	-	340	2	-	-	-
NH ₃ -N	mg/L	15	1.5 ¹⁾	-	45	1.5 ¹⁾	-	<1	-
N _{total}	mg/L	30	15	<20	65	15	2	<15	<0.5
P _{Total}	mg/L	1	0.3	<0.5	10	0.3	0.2	<0.3	<0.01
Turbidity	NTU	-	0.5	-	-	0.5	0.5	<0.1	-
Coliforms	CFU/L	10 ⁴	3	-	-	3	3	-	-

¹⁾ At a design temperature of 13 °C

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass im Olympischen Park eine anspruchsvolle *Water Reuse* Anwendung, i.e. die Wiederverwendung von kommunalem Abwasser als Zusatzwasser für ein artifizielles Gewässer in einer sehr bedeutenden und prestigeträchtigen Erholungs- bzw. Freizeiteinrichtung, erfolgreich realisiert wurde. Generell ist feststellbar, dass *Water Reuse* – vor allem aufgrund der akuten Wasserknappheit - höchste Bedeutung für die Stadt Peking hat. Dies wird durch die Membrananlagen Gesamt-Kapazität von ca. 650,000 m³/Tag, die weltweit eine der höchsten wenn nicht überhaupt die höchste ist, deutlich aufgezeigt.

2.2 Wiederverwendung von Raffinerieabwasser in Indien

Zurzeit werden in Indien 22 Raffinerien mit einer installierten Gesamtkapazität von über 200 Millionen Tonnen Rohöl pro Jahr betrieben (Verify Markets 2013), wobei in den nächsten Jahren ein Ausbau auf über 300 Millionen Tonnen pro Jahr erfolgen wird.

Wasserwiederverwendung spielt aufgrund von limitierten Wasservorkommen, ungleich verteiltem Regenfall (70% während der Monsun Monate Juli bis September), Kosteneinsparungen, einer höheren Versorgungssicherheit und behördlichen Vorschriften eine große Rolle, i.e. *Water Reuse* hat sich aus diesen

Gründen in der indischen Industrie weitgehend durchgesetzt. Im Folgenden wird das Fallbeispiel *Panipat Refinery* beschrieben.

Die *Panipat Refinery* hat zurzeit eine Kapazität von 15 Millionen Tonnen pro Jahr und wird von der Indian Oil Corporation Ltd. dem größten Unternehmen des Landes, seit 1998 betrieben. Zusätzlich sind auf diesem Standort Petrochemie Anlagen (Para-Xylen, Terephthalsäure, Naphta Cracker, etc.) in Betrieb. Panipat befindet sich im Haryana Bundesstaat und ist ca. 100 km (nördlich) von der Hauptstadt Delhi entfernt. Die *Panipat Refinery Water Reclamation Plant* (PR-WRP) ist seit 2006 in Betrieb und wurde von VA TECH WABAG Indien errichtet und seither betrieben. Im Jahr 2010 wurde zusätzlich die *Naphta Cracker Water Reclamation Plant* in Betrieb genommen. Die Ergebnisse dieser Anlage sind zusammen mit jenen der PR-WRP detailliert in Lahnsteiner et al (2013 a) beschrieben.

Die *Panipat Refinery* wurde aus industrie-politischen Überlegungen in einem ländlichen/landwirtschaftlichem Gebiet gebaut. Da in dieser Region praktisch kein Vorfluter zur Einleitung der gereinigten Abwässer vorhanden ist, haben die Behörden einen mittelfristig zu realisierenden abwasserfreien Betrieb (*Zero Liquid Discharge*) gefordert. Es gibt zwar ein Oberflächengewässer, einen Frischwasser Kanal (*Yamuna Canal*), der aber nicht als Vorfluter sondern nur zur landwirtschaftlichen Bewässerung und zur Gewinnung kommunalen Wassers (in erster Linie Trinkwasser) genutzt werden kann. Als Übergangslösung wird das gereinigte Abwasser hauptsächlich zur Bewässerung des um die Raffinerie herum angelegten Grüngürtels und zur Löschung des Raffinerie Kokeses wiederverwendet. In einigen Jahren sollen aber zusätzlich zur vorhandenen *Water Reclamation Plant*, Eindampfungs- und Kristallisationsanlagen zur Realisierung des abwasserfreier Betriebs, errichtet werden.

Wie in Tabelle 3 dargestellt, besteht der Zulauf zur PR-WRP aus sieben Teilströmen, die in zwei Ausgleichbehältern (zu je 3.700 m³) erfasst werden.

Tabelle 3: *Panipat Refinery Water Reclamation Plant* – Abwasser-Teilströme

Wastewater Streams	Unit	
Secondary refinery effluent – ETP I	m ³ /h	400
Secondary refinery effluent – ETP II ¹⁾	m ³ /h	300
PX ²⁾ /PTA ³⁾ effluent including cooling tower blow-down	m ³ /h	272
Demineralisation regenerate from Panipat Refinery I	m ³ /h	60
Demineralisation regenerate from Panipat Refinery II ¹⁾	m ³ /h	140
Cooling tower blow-down from in-house power plant I	m ³ /h	18
Cooling tower blow-down from in-house power plant II ¹⁾	m ³ /h	50

¹⁾ Expansion of refinery; ²⁾PX...Para-Xylene; ³⁾PTA...Purified Terephthalic Acid

Die wichtigsten Auslegungsparameter sind in Tabelle 4 zusammengefasst. Wie in dieser Tabelle ersichtlich, ist die Anlage für eine Kapazität von 900 m³/h bzw. 21.000 m³/Tag ausgelegt. Die gelösten Stoffe (TDS) sind von ca. 1.800 mg/L auf < 0,1 mg/L und Silizium von ca. 100 mg/L auf < 0,01 mg/L zu reduzieren.

Tabelle 4: PR-WRP - Auslegungsparameter

Parameter	Unit	Inlet	Reclaimed Water ¹⁾
T	°C	15-35	15-35
TDS	mg/L	1,786	< 0.1
Silica	mg/L	98	< 0.01
COD	mg/L	150	-
BOD ₅	mg/L	10	-
Oil	mg/L	10	-
Q	m ³ /h	900	764

¹⁾Demineralised water after the mixed bed ion exchanger

Die *Water Reclamation Plant* ist ein Multibarrieren System mit Membranfiltration als Schlüsseltechnologie (Abbildung 5). Es werden folgende Verfahrensstufen eingesetzt: Fällung/Flockung, Sedimentation, Zweischicht-Filtration, Ultra-Filtration, Umkehrosmose und Mischbett Ionenaustausch. Das demineralisierte Wasser wird als Kesselspeisewasser (im „hauseigenen“ Kraftwerk) und als Prozesswasser in der petro-chemischen Produktion wiederverwendet.

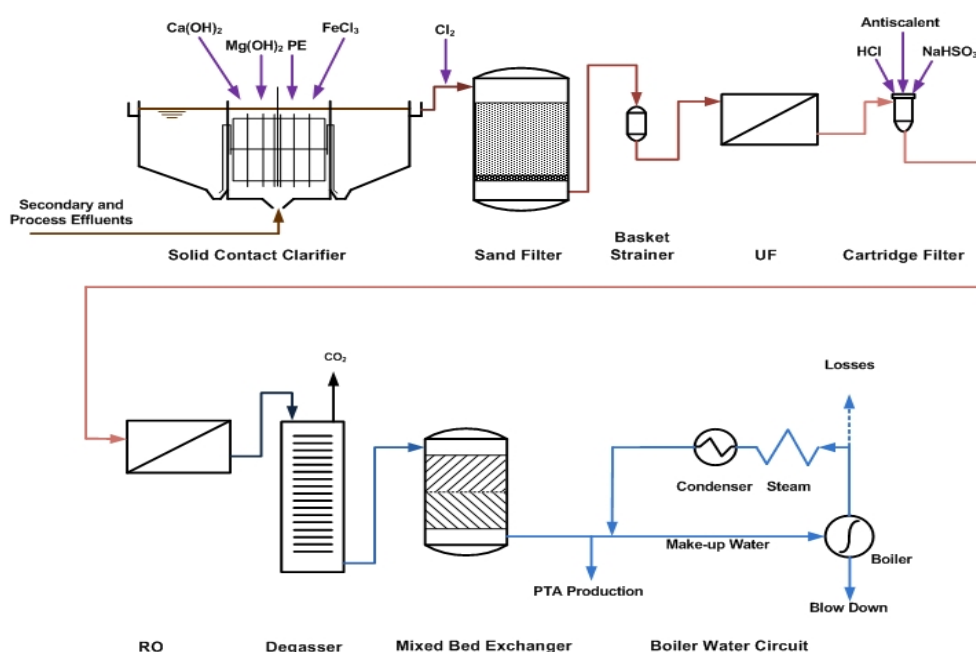


Abbildung 5: Panipat Refinery Water Reclamation Plant – Prozess Diagramm

Die Ultra-Filtration (Abbildung 6, linkes Bild) ist ein druckgetriebenes, von innen nach außen durchströmtes Hohlfasersystem. Die Umkehrosmose (1. Stufe in Abbildung 6, rechtes Bild) ist ein zweistufiges System mit *Low Fouling Composite* Membranen. Das Konzentrat der ersten Stufe wird in einem mit Meerwassermembranen ausgerüsteten *Brine Concentrator* weiter aufkonzentriert.



Abbildung 6: PR-WRP - Ultra-Filtration (links) und Umkehrosmose I (rechts)

Die strengen Standards für die Wiederverwendung des *Recycled Waters* als Kesselspeisewasser wurden seit Beginn des Betriebes im November 2006 verlässlich eingehalten. So wurde zum Beispiel der für Kraftwerkskessel wichtige Parameter Silizium von 13 mg/L im Anlagenzulauf auf 0,007 mg/L im Speisewasser reduziert. Dies ist ein sehr guter Wert im Vergleich mit in internationalen Regelwerken empfohlenen Richtwerten (z.B. VGB: 0,020 mg/L; VGB 2011). Weitere Ergebnisse (z.B. hinsichtlich der Leistung des Ultra-Filtrationssystems) sind in Lahnsteiner et al (2010, 2012 und 2013 a) dargestellt.

Die Betriebskosten für die Produktion von Kesselspeisewasser betragen ca. 0,35 €/m³ (Tabelle 5; Energie: 0,213 €/m³, Chemikalien: 0,110 €/m³, Personal: 0,022 €/m³, Wartung: 0,006 €/m³). Der spezifische Energiebedarf ist 1,87 kWh/m³ bezogen auf das vollentsalzte Wasser (1,37 kWh/m³ bezogen auf den Anlagenzulauf). Die UF-Membranersatzkosten betragen 0,024 €/m³. Diese wurden mit einer Membranlebenszeit von 6 Jahren, einer Verzinsung von 10 % und einer jährlichen Produktion von 5,4 Millionen m³ Kesselspeisewasser (89% Anlagenauslastung) berechnet.

Tabelle 5 *Panipat Water Reclamation Plant* - Betriebskosten

Cost Type	Unit	Cost
Power	[€/m ³]	0.213 ¹⁾
Chemicals	[€/m ³]	0.110
Manpower	[€/m ³]	0.022
Maintenance, etc.	[€/m ³]	0.006
OPEX (Total Operating Cost)	[€/m ³]	0.351

¹⁾1.87 kWh/m³ of **demineralised water**; 1.37 kWh/m³ inlet; power price = 0.114 €/kWh;

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Raffineriekapazitäten in Indien aufgrund des hohen Wirtschaftswachstums kontinuierlich erweitert werden. Dadurch steigt auch der Wasserbedarf, der ohne Wasser Recycling kaum mehr abgedeckt werden kann. In diesem Fallbeispiel wird gezeigt, dass die Wiederverwendung von Raffinerie- und Petrochemie-Abwässern als Kessel-speisewasser technisch und wirtschaftlich machbar ist. Die Betriebskosten von 0,35 €/m³ können in diesem Zusammenhang als relativ niedrig eingestuft werden, insbesondere als das Produkt vollentsalztes Wasser (TDS < 0,1 mg/L and Silizium < 0,01 mg/L) ist. Der bedeutendste Vorteil der Wasserwiederverwendung für die *Panipat Refinery* und eigentlich für die gesamte Industrie (zumindest in wassergestressten Regionen) ist, dass die Versorgungssicherheit erhöht wird. Dies ist ein indirekter Nutzen, der in Machbarkeitsstudien normalerweise nicht berücksichtigt bzw. bewertet wird.

2.3 Wiederverwendung von Kläranlagenablauf als Trinkwasser in Windhoek, Namibia

Namibia ist das trockenste Land im südlichen Afrika und besteht zu 80 % aus Wüsten und Halb-Wüsten. Der jährliche Regenfall in Windhoek beträgt nur 370 mm. Die potentielle Oberflächenwasser-Verdunstung liegt im Bereich von 3.000 bis 3.500 mm/Jahr. Der nächste Fluss, der *Okavango River*, ist 700 km von Windhoek entfernt. Die Stadt leidet daher unter Wassermangel und eine Reihe von Dürren haben *Potable Reuse* für die Sicherung der Wasserversorgung erforderlich gemacht.

Potable Reuse ist die qualitativ höchste Stufe der Wasserwiederverwendung. Bei diesem Anwendungsfall wird Trinkwasser hoher Qualität unter Einsatz von modernen Multibarrieren Systemen aus gereinigtem häuslichem/kommunalem Abwasser gewonnen und mit anderen Ressourcen (Stausee- und/oder Grundwasser) gemischt. Dies wird seit mehr als vierzig Jahren in der von wiederkehrenden Dürren geplagten Stadt Windhoek praktiziert. Das in der *New*

Goreangab Water Reclamation Plant (NGWRP) gewonnene Wasser wird direkt in das Trinkwassernetz eingespeist (*Direct Potable Reuse*). Andere Optionen wie z. B. Ferntransport von Flusswasser sind zu teuer. Die Praxis der Wiederverwendung von häuslichem Abwasser zur direkten Trinkwassernutzung war in Anbetracht der limitierten „natürlichen“ Trinkwasser Ressourcen (Stausee- und Grundwasser) essentiell für die wirtschaftliche, soziale und kulturelle Entwicklung der Stadt. Genau betrachtet ist Windhoek noch immer die einzige Stadt weltweit, die *Direct Potable Reuse* anwendet. Seit ein paar Jahren gibt es auch in anderen trockenen Regionen (z. B. im Süd-Westen der USA) einige *Potable Reuse* Realisierungen, die aber eher als *Indirect Potable Reuse* Anwendungen einzustufen sind.

Um eine höchst mögliche Sicherheit zu garantieren, ist eine Multibarrieren Strategie erforderlich. Es wird zwischen drei verschiedenen Arten von Barrieren unterschieden: *Treatment Barriers*, *Non-Treatment Barriers*, und *Operational Barriers*.

Ein essentieller *Non-Treatment Barrier* ist die strikte Trennung von häuslichem und industriellem Abwasser, i. e. nur (gereinigtes) häusliches Abwasser wird als Ressource für *Potable Reuse* genutzt. Industrieabwasser (hauptsächlich von einer Brauerei, Gerberei, einem Schlachtbetrieb und einem Getränkehersteller; insgesamt 1 Million m³/Jahr) wird in einer zentralen MBR-Anlage (Q = 5,200 m³/Tag) in Windhoek/Ujams behandelt. Das mit UV desinfizierte MBR Permeat wird für Bewässerungszwecke und *Industrial Reuse* sowie zur Grund-/Flusswasser-Anreicherung (Einleitung in einen ephemeren Fluss) wiederverwendet. Die *Ujams Water Reclamation Plant* wurde im Sommer 2014 in Betrieb genommen und im Oktober 2014 feierlich eröffnet. Zur Absicherung des Verfahrens (Hauptstufen: Feinsiebung MICROPUR[®], getauchtes MBR System, UV Desinfektion) wurden im Jahr 2011 extensive Pilotversuche durchgeführt (Prösl et al 2013).

Ein weiterer essentieller *Non-Treatment Barrier* ist die umfassende Überwachung des Kläranlagenzu- und -ablaufs sowie der Qualität des in der *Water Reclamation Plant* (NGWRP) gewonnenen Trinkwassers. Das Mischen des *Reclaimed Waters* mit anderen Trinkwasserressourcen ist ein zusätzlicher wichtiger *Non-Treatment Barrier*. Es wird nur Mischwasser (mit maximal 35% *Reclaimed Water*) an die Konsumenten verteilt.

Operational Barriers sind zusätzliche Reinigungsoptionen oder betriebliche Maßnahmen in der NGWRP. Eine zusätzliche Reinigungsoption ist der Einsatz von Pulveraktivkohle, die dosiert werden kann wenn die Beladungskapazität der Korn-Aktivkohle zu niedrig oder die organische Belastung im Zulauf zur

NGWRP zu hoch ist. Ein Beispiel für eine betriebliche Maßnahme ist, die Anlage im Recycling Modus zu betreiben, wenn die Wasserqualität nach den einzelnen Behandlungsstufen nicht den geforderten Werten entspricht.

Treatment Barriers sind Reinigungssysteme, die kontinuierlich in Betrieb sind. Im Windhoek *Potable Reuse* Schema sind dies die Kläranlage Gammans, die Gammams Schönungsteiche und die *New Goreangab Water Reclamation Plant* (NGWRP; siehe Abbildung 7).



Abbildung 7: *New Goreangab Water Reclamation Plant*

Das Gammams Klärwerk ist eine Nährstoffeliminationsanlage, die nach dem UTC (University of Cape Town) Prozess betrieben wird. Der Ablauf dieser Anlage wird in seriell geschalteten Schönungsteichen mit einer Gesamtaufenthaltszeit von maximal 4 Tagen weiterbehandelt und dient als Rohwasser für die Trinkwassergewinnung in der NGWRP (Abbildung 7). Diese Anlage ist ein *Advanced Multiple Barrier System* ($Q = 21.000 \text{ m}^3/\text{Tag}$) mit folgenden Verfahrensstufen (siehe Abbildung 8): Pulveraktivkohledosierung (optional), Vorozonung, Koagulation/Flockung mit FeCl_3 , Entspannungsflotation, Zweischichtfiltration, Hauptozonung, Ultra-Filtration (Abbildung 9), Chlorierung und Stabilisierung mit NaOH . Die *New Goreangab Water Reclamation Plant* wurde Mitte 2002 in Betrieb genommen und im Dezember 2002 vom Präsidenten der Republik Namibia, Dr Sam Nujoma feierlich eröffnet.

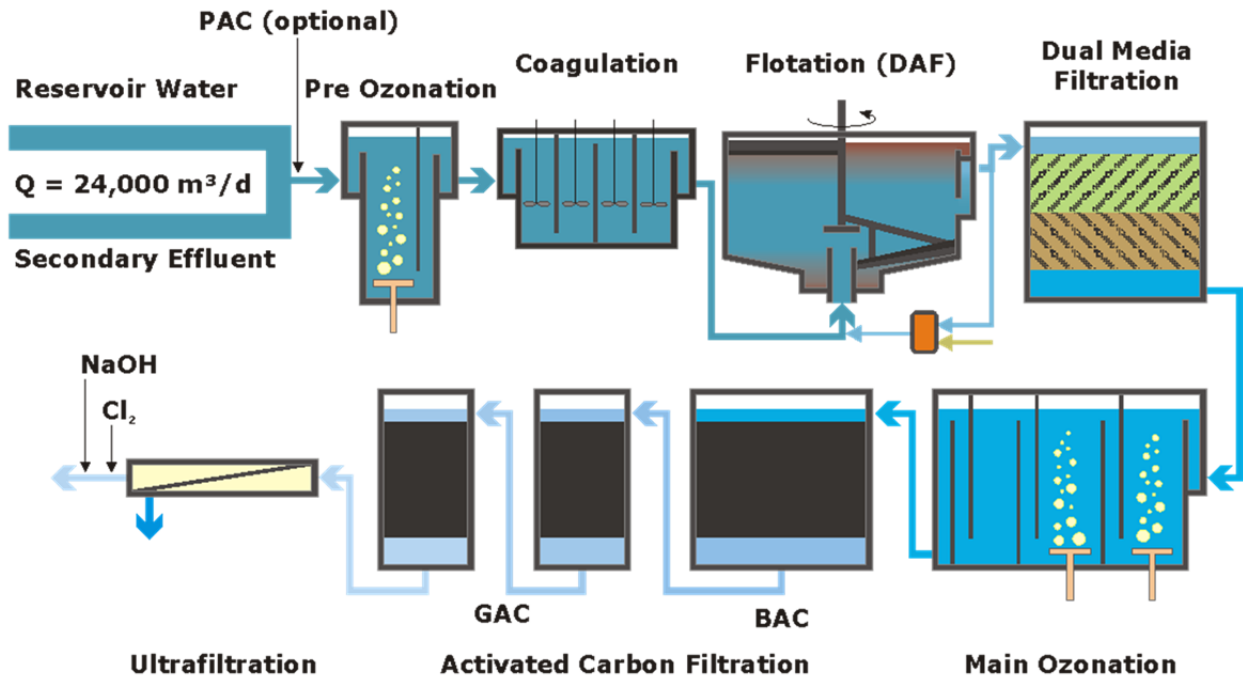


Abbildung 8: New Goreanagab Water Reclamation Plant – Prozess Diagramm

Die Betriebskosten betragen $0,62 \text{ €/m}^3$ (CAPEX: $0,13 \text{ €/m}^3$, OPEX: $0,49 \text{ €/m}^3$). Dies ist bei Weitem günstiger als andere Optionen, wie zum Beispiel der Ferntransport von Wasser vom *Okavango River*. Die UF-Membranersatzkosten betragen $0,013 \text{ €/m}^3$. Diese wurden mit einer durchschnittlichen Membranlebenszeit von 9 Jahren, einer Verzinsung von 10 % und einer jährlichen Produktion von 5,8 Millionen m^3 *Reclaimed Water* (76 % Anlagenauslastung) berechnet.



Abbildung 9: New Goreanagab Water Reclamation Plant – Ultra-Filtration

In der *New Goreangab Water Reclamation Plant* wird Trinkwasser hoher Qualität, das alle geforderten Qualitätsstandards erfüllt, gewonnen. Vergleicht man die wichtigen Qualitätsparameter Trübung, DOC, THM und SAK/UV₂₅₄ des in der NGWRP produzierten Wassers mit jenen des aufbereiteten Von Bach Dam Wassers, der wichtigsten Trinkwasserressource von Windhoek, so sieht man dass das aus häuslichem Abwasser gewonnene Trinkwasser eine bessere Qualität besitzt als das aufbereitete („natürliche“) Stauseewasser (Tabelle 6). Weitere Ergebnisse sind in Lahnsteiner et al (2007 und 2013 b) dargestellt.

Tabelle 6: Vergleich *Reclaimed Water* und aufbereitetes Stauseewasser

Parameter	Unit	Treatment Plants	
		NGWRP median	Bach Dam WTP median
Turbidity	NTU	0.05	0.6
DOC	mg/L	1.7	3.6
THM	µg/L	35	73
UV ₂₅₄	abs/cm	0.015	0.05

Aufgrund von wiederkehrenden Dürren wurde mit der *Direct Potable Reuse* Praxis bereits im Jahr 1969 begonnen. Das von 1969 bis 2002 eingesetzte Verfahren bestand nur aus konventionellen Prozessstufen, i. e. es wurde weder Ozon- noch Membrantechnik eingesetzt. Trotzdem kam es in all diesen Jahren zu keinen Krankheitsfällen oder Epidemien, die auf die Verwendung von *Reclaimed Water* zurückgeführt hätten werden können.

Die Erfahrung in Windhoek zeigt, dass häusliches Abwasser als Ressource für die Trinkwassergewinnung (zusätzlich zu Stausee- und Grundwasser) erfolgreich genutzt werden kann. Die umgesetzte Multibarrieren Strategie garantiert Trinkwasser mit einer Qualität, die alle geforderten Standards erfüllt. Diese Praxis ist daher seit Jahrzehnten ein essentieller Bestandteil im integrierten Wasserwirtschaftsmanagement und hat wesentlich zur sozialen, wirtschaftlichen und ökologischen Entwicklung der Stadt Windhoek beigetragen und wurde von der Bevölkerung von Anfang an akzeptiert, da es keine anderen wirtschaftlichen Optionen gegeben hat. Weitere positive Faktoren für die Akzeptanz waren die gute Informations- und Bildungspolitik der Stadt. Viele Einwohner sind stolz darauf, weltweit die ersten gewesen und noch immer die einzigen zu sein, die *Direct Potable Reuse* praktizieren.

3 Zusammenfassung

Die beschriebenen Fallbeispiele zeigen, dass die Anwendung einer *Water Reclamation* und *Reuse* Praxis technisch machbar ist und sowohl wirtschaftlich als auch ökologisch nachhaltige Lösungen zur Verfügung stellen kann. Es können große Volumina an Frischwasser eingespart werden. Dies gewährleistet eine höhere Versorgungssicherheit, die durch einen höheren Bedarf vor allem an Trinkwasser und Wasser für die Landwirtschaft gefährdet sein kann. Eine gesicherte Wasserversorgung garantiert die soziale und wirtschaftliche Entwicklung von Städten und Regionen und kann dadurch sogar zur Vermeidung von internationalen Konflikten beitragen. Außerdem werden positive Umwelteffekte erzielt, da durch Wasserwiederverwendung in der Regel Energie eingespart wird und weniger Verunreinigungen in die Gewässer emittiert werden, wodurch auch ein Beitrag zu Verbesserung der Trinkwasserqualität geleistet werden kann bzw. Kosten in der Trinkwasseraufbereitung eingespart werden können.

4 Literatur

1. Lahnsteiner J., Srinivasan G., Andrade P., Mittal R., Gosh R. (2013 a) Recycling of secondary refinery and naphtha cracker effluents employing advanced multi-barrier systems. In: *Milestones in Water Reuse. The best Success Stories*. Edited by V. Lazarova, T. Asano, A. Bahri and J. Anderson, IWA Publishing, London, U.K., Chapter 19, pp. 225-234
2. Lahnsteiner, J., du Pisani P., Menge, J., Esterhuizen, J. (2013 b) More than 40 years of direct potable reuse experience in Windhoek, Namibia. In: *Milestones in Water Reuse. The Best Success Stories*. Edited by V. Lazarova, T. Asano, A. Bahri and J. Anderson. IWA Publishing, London, UK, Chapter 29, pp. 351-364.
3. Lahnsteiner J., Andrade P., Mittal R. (2012) Recycling of refinery and petrochemical effluents employing advanced multi barrier systems. *Water Practise & Technology* Vol 7, No 4
4. Lahnsteiner J., Mittal R. (2010) Reuse and recycling of secondary effluents in refineries employing advanced multi barrier systems. *Water Science & Technology* 62(8), pp 1813 - 1820
5. Lahnsteiner J., Lempert G. (2007) Water Management in Windhoek, Namibia. *Water Science & Technology* 55 (1-2), pp 441- 448
6. Proesl A., Dammert R., Klegraf F., Menge J., Esterhuizen J., Lahnsteiner J., Leopold G., du Pisani P. (2013) Reclamation of blended industrial effluents - pilot tests at Ujams, Windhoek. *Proceedings of the 9th IWA International Conference on Water Reuse*, 27th - 31st October 2013, Windhoek, Namibia
7. Sun Y.-X, Hu H., Lahnsteiner J., Bai Y., Gan Y.-P, Klegraf F. (2013) Creation of a new recreational water environment: the Beijing Olympic Park. In: *Milestones in Water Reuse. The Best Success Stories*. Edited by V. Lazarova, T. Asano, A. Bahri and J. Anderson, IWA Publishing, London, U.K., Chapter 23, pp. 273 – 282
8. Verify Markets (2013) Wastewater Reuse and Recycling Equipment Market – India. Market Research Report by Verify Markets, San Antonio, Texas, USA
9. VGB POWERTECH (2011) VGB-S-010-T-00;2011-12.DE. Speisewasser-, Kesselwasser-, und Dampfqualität für Kraftwerke / Industriekraftwerke, VGB PowerTech Service GmbH Essen, Deutschland

Korrespondenz an:

Dr. Josef Lahnsteiner

VA Tech WABAG GmbH

Dresdnerstrasse 87 - 89

1200 Wien

Tel.: +43 1 25105 4418

Mail: josef.lahnsteiner@wabag.com

Potential einer Abwasserwiederverwendung in Österreich

Norbert Kreuzinger

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, TU Wien

Abstract: Auf Grund des weltweit zunehmenden Wasserverbrauchs bei gleichzeitiger Beeinträchtigung durch Verschmutzung und Übernutzung kommt dem Bereich der Wiederverwendung der Ressource Wasser aus dem Abwasser international eine permanent steigende Bedeutung zu. Abwasserwiederverwendung zählt mit zu jenen Wirtschaftsbereichen, welche international gesehen die höchsten jährlichen Zuwachsraten aufweisen. Dieser Beitrag beschäftigt sich mit der Ausgangssituation für eine Abwasserwiederverwendung in Österreich durch Darstellung der Wasserverfügbarkeit und diskutiert die wichtigsten Nutzungsbereiche für eine Wiederverwendung sowie deren grundsätzliches Potential in Österreich.

Key Words: Reuse, Abwasserwiederverwendung, Wasserressourcenmanagement

1 Einleitung

Die Verfügbarkeit von Wasser in ausreichender Menge und Qualität ist entscheidend für das Wohlergehen des Menschen, für eine nachhaltige Entwicklungsfähigkeit von Regionen und eine intakte Umwelt. Die Beeinträchtigung der Wasserressourcen infolge Übernutzung und Verschmutzung einerseits und der steigende Wasserbedarf bei begrenzten Ressourcen andererseits stellen nicht nur international gesehen eine immense Herausforderung dar, sondern sind regional betrachtet auch in Österreich ein relevantes Thema. Konzepte und Technologien zur Wiederverwendung von (gereinigtem) Abwasser werden heute als Bestandteil eines regionalen Wasserressourcenmanagements angesehen. Sie bedürfen einer ganzheitlichen Betrachtung sowie integrativer Lösungsansätze und können zur Schonung der natürlichen Wasserressourcen beitragen, wobei landwirtschaftliche, industrielle und kommunale Wasserwiederverwendung sinnvoll kombiniert werden können. Die Nutzung von Abwasser als Ressource im Sinne des NEW-Ansatzes (Nährstoffe – Energie – Wasser) implementiert somit auch Aspekte einer Nutzung des Abwassers als Rohwasserquelle für unterschiedlichste Anwendungen, die in diesem Beitrag angeschnitten werden.

2 Wasser in Österreich

Österreich gehört zu jenen Ländern, für die im Mittel über Fläche und Jahr keine Wasserknappheit herrscht. Gängige Indikatoren und Berechnungsmethoden zu Wasserknappheit und Wasserstress (siehe Brown und Matlock 2011) geben die günstige Situation wieder. Die Basis derartiger Berechnungen stellen in der Regel die erneuerbaren Wasserressourcen eines Landes pro Einwohner und Jahr dar. So wird beim oft verwendeten Falkenmark Index ein Wert von unter 1.700 m^3 erneuerbare Wasserressourcen pro Einwohner und Jahr als Grenze für Wasserstress angegeben. Österreich weist hier mit etwa $10.000 \text{ m}^3/\text{Einwohner}$ und Jahr einen vergleichsweise hohen Wert auf. Auch das Verhältnis zwischen verfügbaren Wasserressourcen und entnommenen Ressourcen (Haushalt + Industrie + Landwirtschaft) liegt mit etwa 5% deutlich unter der Indikatorgrenze von 20% für milden Wasserstress bzw. 40% für starken Wasserstress. Bei all diesen Berechnungen ist jedoch zu beachten, dass diese Werte üblicher Wiese über das gesamte Bundesgebiet und ein Jahr errechnet werden und somit mittlere Werte darstellen, die regional auf Grund der unterschiedlichen Niederschlagssituation (zB Bad Aussee $\sim 1.500 \text{ mm}$; Illmitz $\sim 600 \text{ mm}$) deutlich unterschiedlich ausfallen können. Zudem werden hier langjährige Daten verrechnet, sodass auch in Einzeljahren Abweichungen von diesem Richtwert auftreten.

Die Basis der wasserwirtschaftlichen Betrachtungen stellt eine Wasserbilanz auf unterschiedlicher Systemebene (bundesweit bis regional) dar. Hierbei werden die maßgeblichen positiven und negativen Bilanzglieder wie Niederschlag, Abfluss, Verdunstung, Entnahme dargestellt und miteinander verknüpft. Für das gesamte Bundesgebiet liegen die langfristigen mittleren Niederschlagswerte bei 1.100 mm sowie der Abfluss bei 600 mm und die Verdunstung bei 500 mm im Jahr. Vom Ausland fließen etwa 320 mm zu; sodass die Gesamtabflusshöhe aus Österreich bei etwa 920 mm pro Jahr liegt (siehe Abbildung 1).

Durch Niederschläge und Zuflüsse entsteht in Österreich ein jährliches Wasservolumen von etwa 120 km^3 , von denen etwa 77 km^3 nutzbar sind. Die gesamte Wassernutzung beträgt etwa $2,6 \text{ km}^3$, wobei mehr als zwei Drittel davon auf Industrie und Landwirtschaft entfallen. Der Anteil der landwirtschaftlichen Wasserentnahmen für Bewässerung liegt in Österreich mit 2 mm auf Grund der günstigen klimatischen Rahmenbedingungen sehr niedrig. Für den industriellen Bereich von 20 mm werden auch Kühlwasserentnahmen zugerechnet. Der Anteil des Nutz- und Trinkwassers im Haushaltsbereich am theoretisch verfügbaren Volumen liegt unter 1 Prozent (BLMFUW 2011).

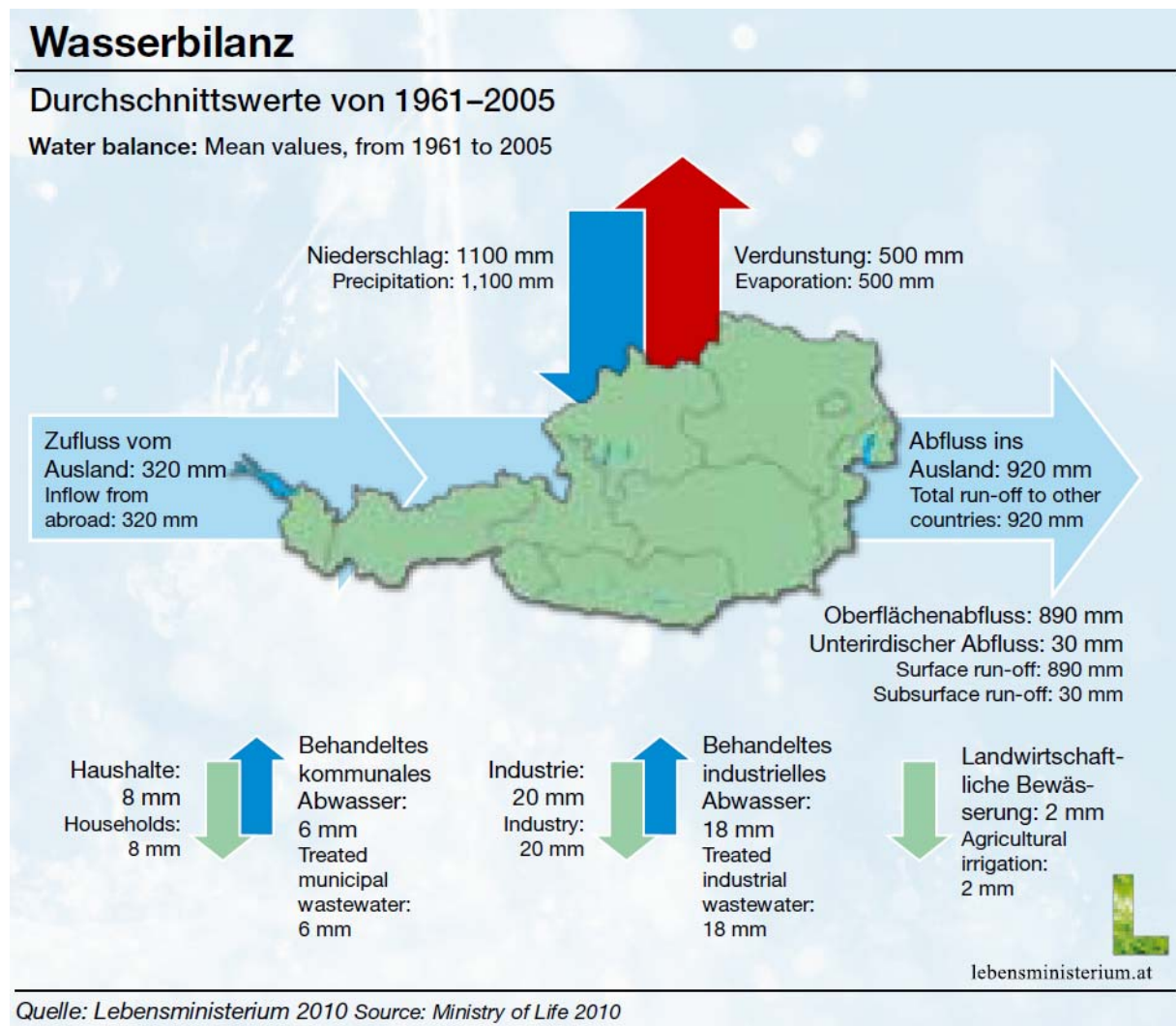


Abbildung 1: Wasserbilanz Österreich (BMLFUW 2011)

3 Klimawandel und Wasserverfügbarkeit

In den letzten Jahrzehnten kam es weltweit zu einer Erhöhung der mittleren Lufttemperatur und es wird eine weitere Zunahme erwartet. Im Alpenraum sind die Änderungen der Temperaturen deutlich stärker ausgeprägt als im globalen Mittel. Hier wurden in den letzten 30 Jahren Temperaturzunahmen von etwa 1,5°C gegenüber 0,5°C im globalen Mittel beobachtet. Auch Änderungen im Niederschlagsregime sind zu erwarten, was wiederum zu Auswirkungen auf den Wasserhaushalt führt. In der Studie „Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft. Studie der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik und der TU Wien.“ (BMLFUW 2011) wurden Klimaszenarien auf Österreich projiziert und die potentiellen Effekte auf den Wasserhaushalt und die Wasserwirtschaft untersucht. Die folgenden drei Unterkapitel fassen die im gegenständlichen Zusammenhang relevanten Aussagen der Studie zusammen:

3.1 Wasserdargebot Oberflächenwasser

Szenariorechnung – Änderung d. Vierteljahresabfluss 2021-2050 vs 1976-2006

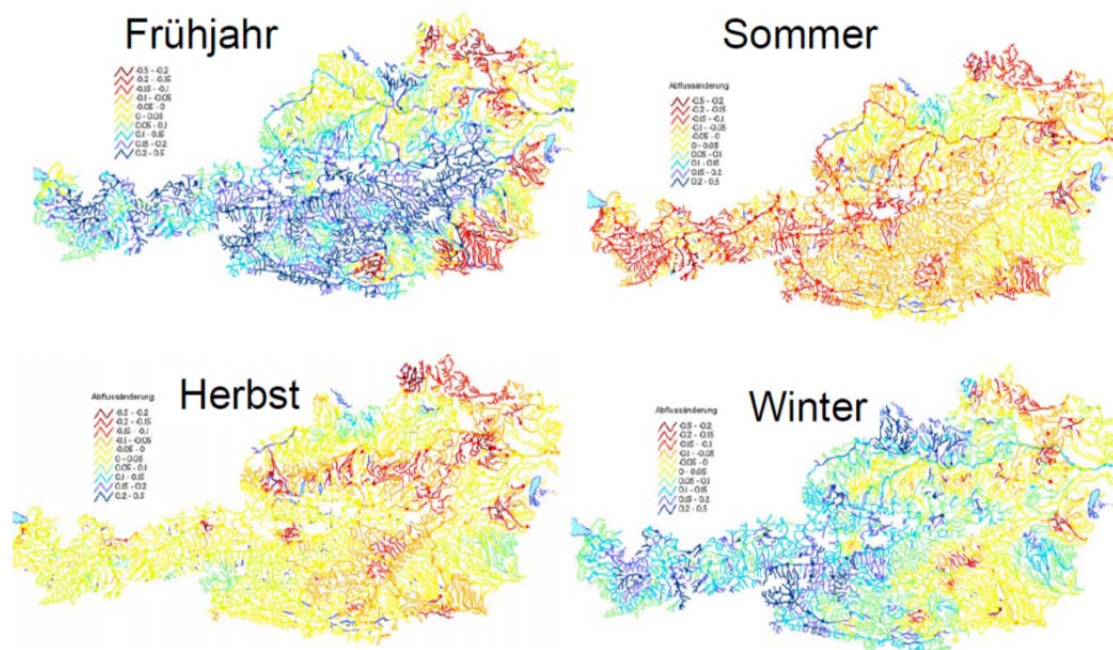


Abbildung 2: Projektionen der Klimaänderung (Klimaszenario CLM-ECHAM5-A1B) auf Veränderungen des Oberflächenabflusses. Szenarienrechnung – Änderung des Vierteljahresabflusses 2012-20150 gegenüber 1976-2006 (BMLFUW 2011)

Während in den letzten drei Jahrzehnten im Mittel über Österreich die Niederschläge gestiegen sind, hat sich der Abfluss kaum geändert. Das heißt die Verdunstung ist gestiegen (harte Aussage). Regionale Unterschiede zeichneten sich jedoch ab: im Süden und in Vorarlberg fallende, im östlichen Alpenraum hingegen steigende Trends der Jahresabflüsse. Generell waren die sinkenden Abflüsse im Sommer zu verzeichnen, mit Ausnahme des Ostens (harte Aussage). Für den Zeithorizont 2021-2050 sind im Vergleich zu 1976-2007 nur kleine Änderungen im mittleren Abfluss zu erwarten (mittelharte Aussage). In ganz Österreich mit Ausnahme des Südens ist eine Erhöhung der Winterabflüsse um ca. 20% zu erwarten (mittelharte Aussage). Im Osten (Flachland) ist eine Abnahme des Frühjahrsabflusses und im Westen (Alpen) eine Abnahme des Sommerabflusses um jeweils ca. 10-20% zu erwarten (weiche Aussage). Insgesamt ist in Österreich mit einem Rückgang der Gletscher bis ca. 2050 zu rechnen (harte Aussage). In unmittelbarer Nähe von Gletschern ist bis 2050 eine deutliche Zunahme der Sommerabflüsse zu erwarten, in größeren Einzugsgebieten ist der Einfluss nur in Trockenjahren relevant (harte Aussage). Da die natürliche Variabilität des mittleren jährlichen Abflusses zwischen den

Jahren deutlich größer als die zu erwartenden Änderungen zufolge Klimaänderung für 2021-2050 ist, erscheinen aus österreichweiter Sicht nicht grundsätzlich andere Bewirtschaftungsmaßnahmen in Hinblick auf das Wasserdargebot der Oberflächengewässer notwendig. Regional betrachtet kann es aber durchaus zu Unterschieden kommen und jene Regionen, die schon jetzt geringe Abflussspenden ($<10 \text{ l/s/km}^2$) aufweisen (vor allem im Osten und Südosten Österreichs), sind bei den Anpassungsmaßnahmen besonders zu berücksichtigen.

3.2 Wasserdargebot Grundwasser

Die Neubildung des Porengrundwassers erfolgt vor allem im Frühjahr. Änderungen sind also vor allem von den klimatischen Verhältnissen im Frühjahr bestimmt. Die Auswertung der letzten rund 30 Jahren zeigt, dass bei 18 % der Grundwassermessstellen die Jahresmittelwerte des Grundwasserstandes einen fallenden Trend und bei ca. 12 % einen steigenden Trend aufwiesen (harte Aussage). Eine Abnahme der Grundwasserstände wurde für Messstellen in Kärnten, Südsteiermark und Burgenland bis zur Donau verzeichnet, eine starke Zunahme im Süden des südlichen Wiener Beckens. In den nächsten Jahrzehnten ist im Süden Österreichs (Kärnten, Steiermark) eine Abnahme der Grundwasserneubildung zu erwarten (mittelharte Aussage), im Norden und Westen könnte die Grundwasserneubildung zunehmen (weiche Aussage). Durch die vermutlich geringe Zunahme der Niederschläge und die erwartete Temperaturerhöhung sind in den niederschlagsarmen Regionen im Osten Österreichs eher sinkende Grundwasserstände zu erwarten (weiche Aussage). Eine Fortsetzung bzw. Intensivierung der Wasserwirtschaftlichen Planung der Grundwasservorkommen erscheint speziell in den niederschlagsarmen Regionen des Ostens und Südens Österreichs sinnvoll. Durch steigende Grundwasserstände könnten in Gebieten mit derzeit schon bestehenden Problemen bei Kellervernässungen diese zunehmen (weiche Aussage).

3.3 Nutzungs- und Bedarfsaspekte

Die Ansprüche der Gesellschaft an die Wasserversorgung und -nutzung hatten in den letzten Jahrzehnten eine raschere Dynamik als die Veränderung der klimatischen Bedingungen (harte Aussage). Aufgrund der hohen Wasserverfügbarkeit in Österreich ist von keinem durch Klimaszenarien abgesicherten großräumigen Mangel an Rohwasser für die Wasserversorgung auszugehen (harte Aussage). In den Regionen, die bezüglich des Wasserdargebotes ungünstige Rahmenbedingungen für die Versorgung und Nutzung aufweisen, könnte allerdings die Vulnerabilität steigen (mittelharte

Aussage). Es ist mit einem erhöhten Wasserbedarf für die Nutzpflanzen zu rechnen (harte Aussage). Dieser könnte durch zunehmenden Niederschlag abgedeckt werden (weiche Aussage), ansonsten ist zusätzliche Bewässerung notwendig. Wasserversorgungsanlagen in Regionen, die bezüglich des Wasserdargebotes ungünstig sind, sollten sich um ein zweites Standbein oder Vernetzung bemühen. Für den Fall von Nutzungskonflikten in Zeiten von Engpässen sind bereits vorsorglich Priorisierungen der Wassernutzung zu überlegen. Es wird empfohlen, die Erfahrungen aus dem Sommer des Jahres 2003 in Hinblick auf Nutzungs- und Versorgungsengpässe auszuwerten um daraus Schlüsse für Maßnahmen zur Erhöhungen der Redundanz abzuleiten.

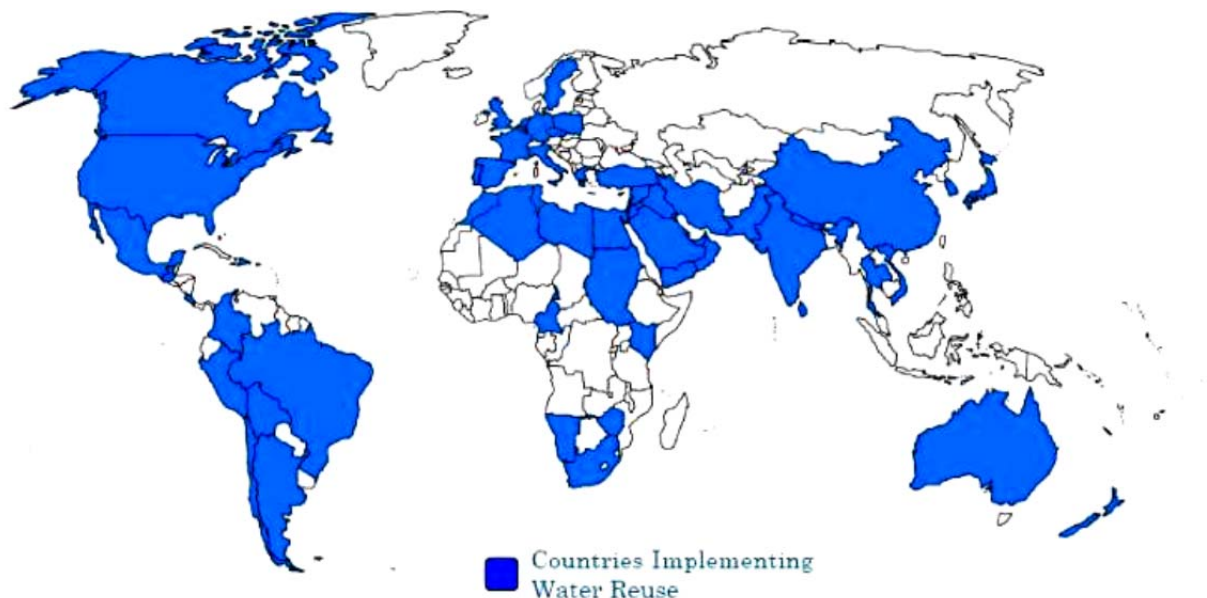
4 Ausgangssituation für Water Reuse in Österreich

Basierend auf der gegenwärtigen Situation zum Wasserdargebot in Österreich sowie den Ergebnissen der Klimaprojektionen auf den durch den Klimawandel beeinflussten Wasserhaushalt kann erwartet werden, dass auch zukünftig das nutzbare Wasserdargebot in Österreich keinen generellen Wassermangel auslösen wird. Es muss aber darauf hingewiesen werden, dass sich in den oben angesprochenen Gebieten mit geringen Abflussspenden ($<10 \text{ l/s/km}^2$) - vorwiegend im „Halbmond“ zwischen Nordosten und Südosten des Landes - lokal die bereits heute angespannte Situation durchaus verschärfen wird. Auf kleinräumiger Ebene stehen bereits heute die Nutzung des Wasserdargebots durch Haushalte (Trinkwasser), Kommunen, Landwirtschaft, Industrie und Gewerbe in direkter Konkurrenz zueinander. Die gezielte Nutzung von gereinigtem Abwasser kann hier durchaus die Situation entschärfen und zu einem geordneten Ressourcenmanagement beitragen. In diesem Zusammenhang darf auch der ökologisch bedeutsame Aspekt einer Gewässerdotierung in abflussschwachen Gebieten sowie eine indirekte Grundwasseranreicherung durch Infiltration aus dem Gewässer nicht vergessen werden.

Die Ausgangssituation für die Abwasserwiederverwendung in Österreich wird auch bei Angelakisa und Bontoux (2001) so gesehen. Die Autoren fassen in ihrer Arbeit die Situation der Abwasserwiederverwendung in Europa und die national vorhandenen entsprechenden Richtlinien zusammen. Hier werden die aus der Wasserbilanz bekannten Zahlen dargestellt (Trinkwasserverbrauch bei 0,06% des Niederschlags und 1,5% für Landwirtschaft und Industrie) und das in Österreich verankerte Vorsorgeprinzip sowie der Fokus eines verantwortungsvollen Umgangs mit der Ressource Wasser und der Schwerpunkt auf Immissionsminimierung.

5 Wasser-Reuse international

Während sich die Situation bezüglich Wasserdargebot und Nutzung in Österreich vergleichsweise günstig darstellt, ist diese selbst bei Betrachtung auf großräumiger nationaler Ebene auch in Europa deutlich ungünstiger, sodass zahlreiche Europäische Länder bereits heute Abwasserwiederverwendung betreiben. Abbildung 3 gibt einen Überblick über die internationale Anwendung von Abwasserwiederverwendung. Es ist zu erkennen, dass selbst in den Nachbarstaaten wie Deutschland und Tschechien Abwasserwiederverwendung praktiziert wird, der Schwerpunkt der Wiederverwendung jedoch in den niederschlagsarmen Ländern um die Wendekreise liegt und primär von landwirtschaftlicher Wiederverwendung getrieben wird.



Jimenez, Blanca, and Takashi Asano, eds. 2008. *Water Reuse: An International Survey of current practice, issues and needs*. London, United Kingdom: IWA Publishing.

The State of Water Reuse

Abbildung 3: Länder mit Wiederverwendung von Abwasser (aus IWA 2008)

Im Zusammenhang mit Abbildung 3 sei auf die Problematik von internationalen Erhebungen und Visualisierungen hingewiesen. Derartige Zusammenstellungen beruhen auf nationalen Angaben, die etwa im Rahmen von Untersuchungen oder Berichtspflichten publiziert werden. Den Angaben liegen meist keine gemeinsamen Definitionen zugrunde, sodass gewisse Nutzungen in einem Land als Wiederverwendung angesehen werden, die in einem anderen Land unter einer anderen Bezeichnung diesem Aspekt nicht zugeordnet werden. Hier sei beispielsweise der Wiederverwendungsaspekt „Abflussverbesserung von Gewässern“ oder „Grundwasseranreicherung“ (siehe Kapitel 6 Potentielle

Wiederverwendungsfelder) genannt, die auch in Österreich eine lokale Bedeutung aufweisen, jedoch in Österreich nicht als Abwasserwiederverwendung bezeichnet werden, sodass Österreich in allen Studien als Land ohne Abwasserwiederverwendung ausgewiesen wird.

International gesehen stellt sich die Situation jedoch deutlich differenzierter dar. Lazarova (2014) stellt die internationale Situation zur praktizierten Abwasserwiederverwendung in Abbildung 4 kombiniert mit den verfügbaren erneuerbaren Wasserressourcen eindrucksvoll dar. Weltweit werden derzeit etwa 7 km³ behandeltes Abwasser wiederverwendet, was etwa 10% der verfügbaren Wasserressourcen in Österreich darstellt. Details zur internationalen Bedeutung der Abwasserwiederverwendung finden sich bei Lahnsteiner (2015).

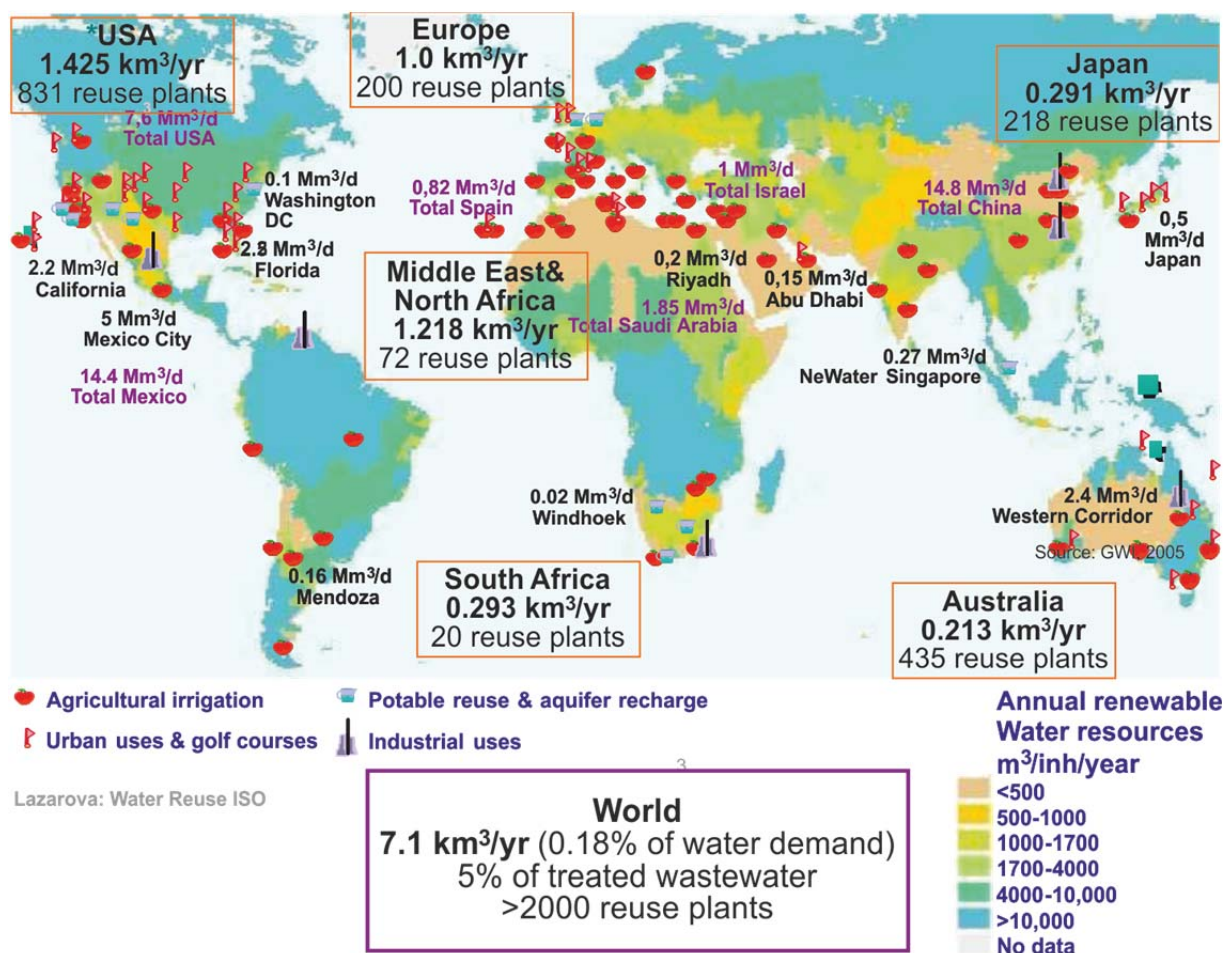


Abbildung 4: Anlagen zur Wiederverwendung und weltweite Mengen wiederverwendeten Abwassers nach Lazarova (2014)

annual renewable water resources	Jährliche erneuerbare Wasserressourcen
Water Reuse Plants:	Anlagen zur Wiederverwendung von Abwasser
Agricultural irrigation:	landwirtschaftliche Wiederverwendung
potable reuse:	direkte Wiederverwendung für Trinkwasser
aquifer recharge:	Grundwasseranreicherung
urban use & golf courses:	kommunale Wiederverwendung & Golfplätze
industrial uses:	industrielle Wiederverwendung

Eine Erhebung der internationalen Entwicklung zum Gebiet Entsalzung und Abwasserwiederverwendung, die von der Plattform Global Water Intelligence durchgeführt wurde (GWI 2010) attestiert beiden Aspekten eine parallel laufende Entwicklung mit jährlichen Steigerungsraten von etwa 6%, wobei für den Einsatz spezieller, für die Wiederverwendung von Abwasser ausgelegten Behandlungsverfahren eine jährliche Steigerung von 13% ausgewiesen wird.

Speziell in Ländern mit einem hohen Wasserstress wird die Abwasserwiederverwendung als zentrales politisches Ziel definiert.

Beispiele dafür sind etwa:

- 20 – 100% Recycling Rate für (behandeltes) Abwasser (Kalifornien, Florida, Zypern, Israel, Spanien)
- Abdeckung von 15 – 35 % des Wasserbedarfs (Australien, Singapur)

6 Potentielle Wiederverwendungsfelder

Vor einer Diskussion potentieller Bereiche für die Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser sollen Kennzahlen für den menschlichen Wasserbedarf zusammenfassend in Erinnerung gerufen werden, die als Liter pro Einwohner und Tag bzw. m³ pro Person und Jahr angegeben werden. Es handelt sich hierbei um eine Vermischung von tatsächlichem, physikalischem Bedarf und einem virtuellen Bedarf, der über den Water-Foodprint (siehe dazu Zessner 2015) berechnet wird. Diese Betrachtungen stellen primär Größenordnungen dar, bilden die Basis für Wasserstressindikatoren, wie den bereits erwähnten Falkenmark Index, und sind eine erste grobe Basis für ein überblicksmäßiges Wasserressourcenmanagement.

- **Trinkwasserbedarf**

Der Trinkwasserbedarf wird üblicher Weise mit einem Wert von 2 Liter pro Person und Tag angegeben, was bei einer jährlichen Betrachtung etwa **1 m³ pro Person und Jahr** entspricht

- **Haushaltswasserbedarf**

Der über den Trinkwasserbedarf hinausgehende Bedarf für Toilettenspülung, Körperpflege, Reinigung usw. Die Menge ergibt sich aus der von den Versorgern ausgelieferten Menge abzüglich der für Trinkwasserzwecke benötigten Menge von 2 Liter. Dieser Wert liegt international und regional unterschiedlich zwischen 50 und 150 Litern pro Tag, was etwa **50 m³ pro Person und Jahr** entspricht.

- **Industrielle Produktion & Gewerbe**

Dieser Posten wird über den virtuellen Wasserfußabdruck abgeschätzt und beinhaltet die für die Produktion von Konsumgütern sowie Infrastruktur benötigte Ressourcen und liegt bei etwa **200 - 500 m³ pro Person u. Jahr**

- **Lebensmittelproduktion**

Der Wasserbedarf für die Lebensmittelproduktion zur Ernährung des Menschen wird ebenfalls aus dem virtuellen Wasserfußabdruck abgeleitet und beruht auf einem Richtwert für die „energetische Grundversorgung“ des Menschen durch 1 Tonne Weizen. Für die Kultivierung dieser 1 Tonne Weizen wird ein Wasserbedarf von **1.000 m³ pro Person und Jahr** herangezogen, der natürlich ebenso variiert wie die tatsächliche Nahrungszusammensetzung des Menschen. Je höher der Fleischkonsum eines Menschen, desto höher auch der Wasserbedarf.

Werden diese groben Richtwerte summiert, so erhält man in etwa den als Kriterium für den Falkenmark Index herangezogenen Wert von 1.700 m³/P/J als Schwelle für einen Wasserstress (Brown und Matlock 2011). Zudem erlauben diese Werte auch eine grobe Abschätzung verfügbarer Wiederverwendungsressourcen (etwa Regenwasser; Abwasser) für potentielle Anwendungsbereiche.

Ein zentraler Aspekt der Abwasserwiederverwendung ist, dass vergleichsweise hohe Wassermengen an einem spezifischen Punkt; der Kläranlage, anfallen und somit die Logistik (Aufbereitungstechnologien, Verteilungsinfrastruktur) für Wiederverwendungsszenarien von einem zentralen Punkt ausgehen können. Gleichzeitig müssen jedoch die Bereiche der Anwendung in einer gewissen räumlichen Nähe zum Anfallsort liegen, um eine wirtschaftlich sinnvolle Nutzung zu ermöglichen. Im Optimalfall decken sich Bedarf und Verfügbarkeit, was das benötigte Volumen für eine Zwischenspeicherung des Abwassers vor Wiederverwendung reduziert. Neben der räumlichen Nähe ist auch die zeitliche Komponente ein wesentlicher Aspekt. Während Abwasser mehr oder weniger kontinuierlich anfällt, kann es bei einzelnen Szenarien für die Wiederverwendung zu einem diskontinuierlichen Bedarf kommen, der sich etwa am Wachstumszyklus von bewässerten Kulturpflanzen orientiert.

Bei der Wiederverwendung von Abwasser wird zwischen einer „direkten“ und „indirekten“ Wiederverwendung unterschieden. Eine direkte Wiederverwendung bezeichnet die direkte Nutzung von Abwasser mit einer der Nutzung entsprechenden Qualität, während mit einer indirekten Nutzung nicht die direkte, bewusste Nutzung des Abwassers bezeichnet wird, sondern die Nutzung einer natürlichen Wasserressource, die jedoch Abwasser beeinflusst ist. Die

Nutzung von Uferfiltrat für die Trinkwassergewinnung oder Bewässerung an einem Gewässer, in dem stromauf eine Kläranlage einmündet wäre hierfür ein Beispiel und zeigt, dass eine indirekte Wiederverwendung streng genommen auch in Österreich öfter vorkommt, ohne dass hier von Wiederverwendung gesprochen wird.

In weiterer Folge werden die möglichen Wiederverwendungsfelder angesprochen und das Potential in Österreich kurz andiskutiert. Bewusst ausgeklammert werden Anwendungen im Einzelhaushalt wie etwa eine Grauwasseraufbereitung und –wiederverwendung. Abbildung 5 stellt die Abwasserwiederverwendung nach Sektoren auf internationaler Ebene dar. Der weitaus größte Teil des wiederverwendeten Abwassers wird für die landwirtschaftliche Bewässerung eingesetzt, für die es dem entsprechend auch internationale Richtlinien über notwendige Wasserqualitäten gibt. In jüngster Zeit werden diese Richtlinien mit neuen Bewertungen nach dem DALY Konzept der WHO (siehe etwa WHO 2006) und neuen Kontaminantengruppen wie organischen Spurenstoffen und Antibiotikaresistenzen adaptiert, um der steigenden Bedeutung der Abwasserwiederverwendung durch Erhöhung der Konsumentensicherheit gerecht zu werden. Die einzelnen Sektoren werden in weiterer Folge behandelt, wobei die Qualitätsrichtlinien für die unterschiedlichen Nutzungen meist in den einschlägigen Werken kombiniert dargestellt werden (zB. WHO 2006; USEPA 2012, ISO 2013).

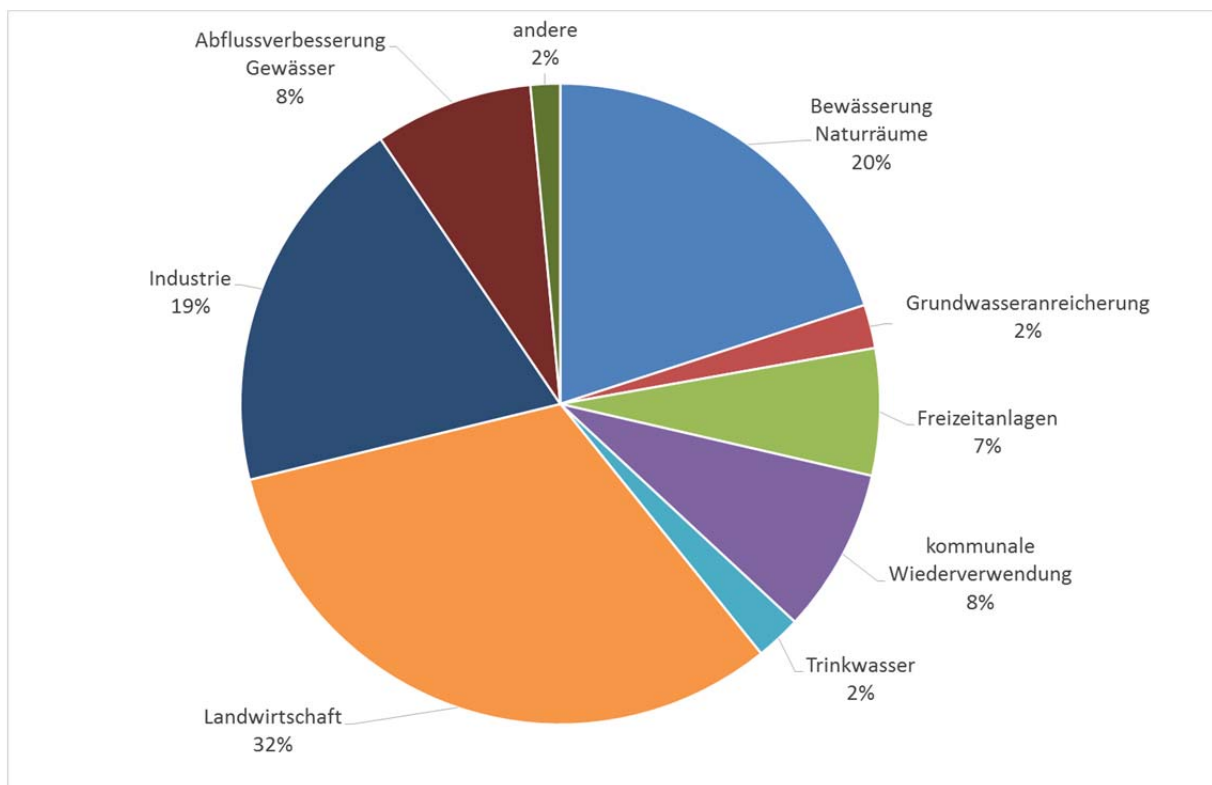


Abbildung 5: Abwasserwiederverwendung nach Sektoren (GWI 2010)

6.1 Landwirtschaft

Prozentuell und absolut gesehen ist nimmt die Wiederverwendung von Abwasser für die landwirtschaftliche Bewässerung der bedeutendste Sektor. Für die Qualitätsanforderungen bezüglich Inhaltsstoffen (Nährstoffe, Salzgehalt, Spurenelemente und Hygiene) existieren eine Reihe von regulatorischen Vorgaben auf internationaler Ebene (zB. WHO 2006; USEPA 2012, ISO 2013), die zwischen Nutzungssensitivitäten für die bewässerten Pflanzen unterscheiden. Für die Bewässerung mit Abwasser für Kulturen zum direkten Verzehr durch den Menschen gelten schärfere Qualitätsansprüche an das Bewässerungswasser als für Kulturen, die in der Lebensmittelindustrie weiterverarbeitet werden oder nicht für den menschlichen Verzehr bestimmt sind.

Die Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser für die landwirtschaftliche Bewässerung kann den Wasserbedarf für die Lebensmittelproduktion jedoch nicht generell abdecken, was alleine schon die in der Einleitung des Kapitels genannten Zahlen für Abwasseranfall von etwa 50 m³/P/J (entspricht der Position Haushaltswasserbedarf) und Wasserbedarf für die Nahrungsproduktion von 1.700 m³/P/J verdeutlichen. Der durch eine Wiederverwendung des gesamten Abwassers für die Nahrungsmittelproduktion Anteil lässt sich grob abschätzen, indem die Zahlen (simplifiziert und größenordnungsmäßig) miteinander verrechnet werden:

- Abwasseranfall pro Person und Jahr: $\sim 100 \text{ m}^3/\text{P}/\text{J}$
- Ertrag von Mais und Weizen: $\sim 10.000 \text{ kg}/\text{ha} \equiv$
10 Personen / ha á 1 Tonne/Jahr bzw. 1 Person pro 1.000 m²
- $100 \text{ m}^3 \text{ Abwasser} / \text{Person und Jahr auf } 1.000 \text{ m}^2 \equiv$
 $0,1 \text{ m} = 100 \text{ mm Niederschlagsersatz im Jahr} \approx 10\% \text{ des Wasserbedarfs}$
- $100 \text{ mm Wasser} \equiv 10 \text{ Beregnungsereignissen á } 10 \text{ mm}$

Dieses sehr einfache Beispiel zeigt, dass ein genereller Ersatz des Pflanzenwasserbedarfs durch Abwasserwiederverwendung nicht möglich ist. Das anfallende Wasser kann jedoch in kurzen Zeiten mit Wassermangel helfen, der Ertrag zu sichern. Voraussetzung dafür ist eine entsprechende Speicherung des Wassers über längere Perioden. Zudem dürften die mit der Wiederverwendung verbundenen Kosten einer Nutzung für Kulturen der Lebensmittelgrundversorgung entgegensprechen. Interessanter ist die Wiederverwendung für „high value crops“, also Pflanzen, die einen hohen Marktwert erreichen, aber auch einen höheren Wasserbedarf aufweisen, wie etwa Gemüse generell oder Erdbeeren, Salat usw. Für diese Kulturen ist eine Anwendung zur Ertragssicherung auch in Österreich denkbar.

6.2 Bewässerung Naturräume

Die Bewässerung von Naturräumen stellt international gesehen ebenfalls einen wesentlichen Anwendungsfall für die Abwasserwiederverwendung dar. Hierbei werden öffentliche Parkflächen, Blumenbeete und ähnliche kommunale und private Gebiete angesprochen, bei denen keine Nutzung der Vegetation erfolgt, sondern der landschaftsgestalterische Aspekt im Zentrum steht und keine offenen Wasserflächen dotiert werden.

Eine derartige Nutzung kann auch in Österreich interessant sein, wenn dadurch die kommunale Wasserversorgung in sensiblen Gebieten (siehe Kapitel 3 Klimawandel und Wasserverfügbarkeit) punktuell oder zu Zeiten von Wasserknappheit entlastet wird. In diesem Fall kann auch mit Tankwägen gearbeitet werden, sodass keine permanenten Infrastrukturen für die Verteilung installiert werden müssten und dadurch die Kosten gering gehalten werden können.

6.3 Anderer kommunaler Bedarf

Im Gegensatz zur Bewässerung von Parkflächen wird hier primär die Wiederverwendung in offenen Wasserflächen wie Teiche, Freizeitparks, künstlichen Seen, Talsperren zur Speicherung u.d.m. angesprochen. Ähnlich der Landwirtschaft wird zwischen sensiblen Anwendungen mit einem Kontakt zwischen Mensch und Wasser und Anwendungen ohne direktem Kontakt unterschieden, was sich auf die Qualitätsanforderungen des wiederverwendeten Wassers auswirkt. Während diese Art der Wiederverwendung in großen Freizeitparks und künstlichen Seen in den USA weiter verbreitet ist, dürfte das Potential aber auch der Bedarf in Österreich eher gering sein. Hierzulande wäre primär eine Auffüllung von Verdunstungsverlusten ein Thema. Die mit der Wiederverwendung verbundenen Kosten für die notwendigen Infrastrukturen (Aufbereitung und Verteilung) dürften sich hierbei nicht rechnen.

Eine Nutzung für die Straßenwasch zur Reduktion von Staubaufwirbelungen sowie zur Kühlung könnte dagegen ähnlich einer Verwendung für Parkflächen wieder in jenen Fällen ein Thema sein, in denen die kommunale Wasserversorgung in sensiblen Gebieten punktuell oder zu Zeiten von Wasserknappheit entlastet wird. Straßenreinigungsfahrzeuge könnten dafür das Wasser direkt am Ort der Aufbereitung entnehmen und nutzen.

6.4 Industrie und Gewerbe

Die Wiederverwendung von Abwasser in der Industrie ist über Kreislaufschließungen und internes Recycling bereits heute auch in Österreich weit verbreitet. Es wird dafür jedoch nicht kommunales Abwasser eingesetzt, sondern

das am Standort anfallende Abwasser aufbereitet und entsprechende der Qualitätsansprüche in einer Nutzungskaskade wieder eingesetzt. Diese innerbetrieblichen Maßnahmen reduzieren den Bedarf an Frischwasser und rechnen sich speziell für wasserintensive Industriezweige mit einem Abwasseranfall in kontinuierlicher Quantität und Qualität, sodass sich entsprechende technische Maßnahmen zur Wiederverwendung wirtschaftlich rechnen. In den USA wird Abwasser zudem als Prozesswasser im Fracking eingesetzt.

Als denkbare Anwendung in Österreich käme auch die Wiederverwendung von Abwässern für die Benetzung von Holz (Holzlagerplätze) im Zuge der Holzverarbeitung in Frage, da auch hier eine lokal begrenzte Anwendung gegeben ist.

6.5 Abflussverbesserung Gewässer

Ein Aspekt, der international durchaus zu den Anwendungen für Abwasserwiederverwertung gezählt und häufig explizit als solcher eingesetzt wird, ist die bewusste Abflussverbesserung von Gewässern in abflussschwachen Gebieten. Diese Praxis entspricht dem Österreichischen Szenario einer Einleitung in ein abflussschwaches Gewässer mit stringenteren Anforderungen an die Ablaufqualität (zB. niedrigerer Phosphorgrenzwert). In zahlreichen Bundesländern spielt dieser ökologische Aspekt eine wichtige Rolle in der Variantenplanung für die Siedlungswasserwirtschaft. Dezentrale kleine Lösungen können mit dem Argument der Abflussdotierung schwacher Gewässer selbst im Fall einer wirtschaftlich ungünstigeren Ausgangslage dennoch gegenüber zentralen Varianten bevorzugt werden, um den Fließgewässercharakter zu erhalten und die ökologische Funktionsfähigkeit des Gewässers zu erhalten oder zu verbessern. In diesem Zusammenhang soll erwähnt werden, dass sich der Abwasseranfall mengenmäßig natürlich aus dem Trinkwasserverbrauch des Einzugsgebiets der Kläranlage ergibt und speziell in Regionen mit geringer Grundwasserneubildungsrate auch die Trinkwasserressourcen begrenzt sind, was dann zu einem Wasser-„Import“ von Trinkwasser von außerhalb des hydraulischen Einzugsgebiets des empfangenden Gewässers führt, das sich hydrogeochemisch deutlich vom Wasser des natürlichen Einzugsgebiets unterscheiden kann.

6.6 Grundwasseranreicherung

Die bewusste Anreicherung von Grundwasser mit gereinigtem Abwasser verfolgt international gesehen zwei Ziele. Zum einen sollen in Küstenregionen durch die Injektion von gereinigtem Abwasser Einbrüche von Meerwasser in das Grundwassersystem verhindert werden. Zum Salzwassereinbruch kommt es in der Regel dann, wenn durch übermäßige Wasserentnahmen aus dem

Grundwasser der Grundwasserspiegel unter den Meeresspiegel abgesenkt wird und es dadurch zum Eindringen von salzhaltigem Meerwasser in Binnenregionen kommt, was in der Regel schwerwiegende Folgen für die Pflanzen der betroffenen Region hat.

Im zweiten Fall kommt es zu einer Anreicherung von Grundwasser, um einerseits die Grundwasserpassage als zusätzliche Sicherheitsbarriere zur Entfernung von abwasserbürtigen Kontaminationen zu verwenden und gleichzeitig das Grundwasser quantitativ für eine weitere Entnahme für die landwirtschaftliche Bewässerung anzureichern. Eine Wiederverwendung von entsprechend gereinigtem Abwasser zur Grundwasseranreicherung hat auch in Österreich dort Potential und findet auch Verwendung, wo Vorfluter natürlicher Weise fehlen, der Untergrund eine gute Durchgängigkeit aufweist und die Landwirtschaft auf Bewässerung angewiesen ist. Auch wenn in Österreich selbst wenig Erfahrung und keine konkreten Richtlinien für diese Anwendung bestehen, so ist dieses Konzept international doch sehr weit verbreitet, weil durch die Untergrundpassage eine weitere hygienische und stoffliche Entfrachtung erfolgt.

6.7 Freizeitanlagen – Fußballplätze

Eine Anwendung für die Wiederverwendung von Abwasser, die nicht nur in klimatisch trockenen Gebieten angewandt wird, sondern auch in Deutschland intensiv diskutiert wird, ist die Nutzung von Abwasser entsprechender Qualität für die Sportplatzbewässerung, da es neben Aspekten der nachhaltigen Wasserressourcennutzung auch wirtschaftlich interessant ist. Das Potential der Nutzung von Abwasser für die Fußballplatz Bewässerung lässt sich größenordnungsmäßig wie folgt abzuschätzen:

Eine Studie aus dem Jahr 2010 (Helmstein und Kleissner 2010) weist für Österreich eine Zahl von 2.256 Fußballvereinen mit unterschiedlicher Anzahl von Mannschaften aus. Wird davon ausgegangen, dass die meisten Vereine einen oder mehrere Fußballplätze benutzen und entsprechend pflegen, so wird die Zahl der Fußballplätze in Österreich mit etwa 2.000 abgeschätzt. Bei einer Spielfeldgröße von 105 x 68 m ergibt sich pro Feld eine Fläche von etwa 7.000 m². In Österreich wäre die Gesamtfläche somit im Bereich von 1.400 ha (~ Fläche Mondsee) bzw. 14 km². Die Anforderungen zur Ermittlung des Beregnungsbedarfs sind in DIN 18035-2 dargestellt.

Eine Rasenfläche ist spätestens beim ersten Anzeichen von Rasenwelke zu bewässern. In Abhängigkeit vom Aufbau des Spielfelds, der verwendeten Rasensorte, Schnitthöhe, der Tragschicht sowie der Witterung tritt die

Rasenwelke etwa 6 -10 Tage nach dem letzten durchfeuchtenden Niederschlag ein. Pro Wassergabe werden 15 - 25 L/m² (entspricht 15-25 mm) gebraucht, wobei das Wasser bis zu den Wurzelspitzen vordringen sollte. Bei einer Fläche von 7.000 m² sind dies 175 m³ pro Beregnungsvorgang. Dies entspricht dem Tagesabfluss eines Gewässers mit einem Abfluss von 2 L/s. Wird davon ausgegangen, dass die Bewässerung über 8 Stunden erfolgt, so wird ein Bach mit 8 L/s über einen Zeitraum von 8 Stunden völlig leergepumpt, um einen Fußballplatz einmalig zu bewässern. In der Regel werden Bewässerungsbedarf und geringe Abflüsse infolge geringer Niederschläge zeitgleich auftreten. Obwohl es sich hier nur um eine größenordnungsmäßige Abschätzung handelt, soll mit diesem Beispiel verdeutlicht werden, dass derartige Bewässerungen auf kleinräumiger Ebene durchaus relevante Auswirkungen haben können und in Fällen unzureichender Grundwasserressourcen eine Wiederverwendung von Abwasser durchaus Sinn machen kann.

Tabelle 1: Ermittlung des Wasserbedarfs für die Beregnung von Fussballplätzen (in L/m²/Jahr)

Standort	Norm bodennah Baugrund Sand/Kies	Norm bodennah Baugrund Lehm/Ton	Norm Dränsch.-Aufbau	Oberboden humusarme Sandböden	Oberboden tiefgründ. Leimböden
Niederschlag < 700mm	200	150	250	250	150
Niederschlag 700-900mm	100	75	150	150	75
Niederschlag >900mm	0	0	50	50	0
Quelle: Bundesinstitut für Sportwissenschaft, 1994					

Bei einer Erhebung in Hessen wurden Daten von 260 Rasensportplätzen zum Thema Beregnungswasserbedarf ausgewertet. Dabei ergaben sich Wasserbedarfsmengen pro Rasenplatz und Jahr zwischen 430 m³ und 1.000 m³ zusätzlich zum Niederschlag. In regenärmeren Regionen kann der Beregnungswasserbedarf für einen optimal versorgten Platz auf 2.000 – 3.000 m³ ansteigen, wenn etwa die Verdunstungsrate groß bzw. der Niederschlag gering ist. Dies korrespondiert mit den Angaben des deutschen Bundesinstituts für Sportwissenschaften (Tabelle 1). 1.000 m³ pro Jahr für einen Fußballplatz entspricht dem Jahresabwasseranfall von etwa 20 Personen (oder etwa 6.666 Badewannen ;-)) und kann zudem bereits ein relevanter Kostenfaktor für den Verein darstellen, wenn der Bedarf über einen Versorger gedeckt wird. Auf die Zahlen über ganz Österreich extrapoliert ergibt sich eine Größenordnung von 2.000.000 m³ Wiederverwendungspotential pro Jahr.

6.8 Freizeitanlagen - Golfplätze

Neben den Fußballplätzen werden für die Bewässerung von Freizeitanlagen auch für Golfplätze relevante Wassermengen benötigt, die international häufig über Abwasserwiederverwendung gedeckt werden. Für das Jahr 2014 werden in Österreich 156 Golfplätze ausgewiesen (Abbildung 6). Entsprechend der Information des Österreichischen Golfverbandes (ÖGV 2015) ist der typische Golfplatz in Österreich eine 18-Loch Anlage mit 60 ha Gesamtfläche (wobei nicht die gesamte Fläche berechnet wird). Daraus resultiert eine Gesamtfläche von etwa 9.500 ha oder 95 km².

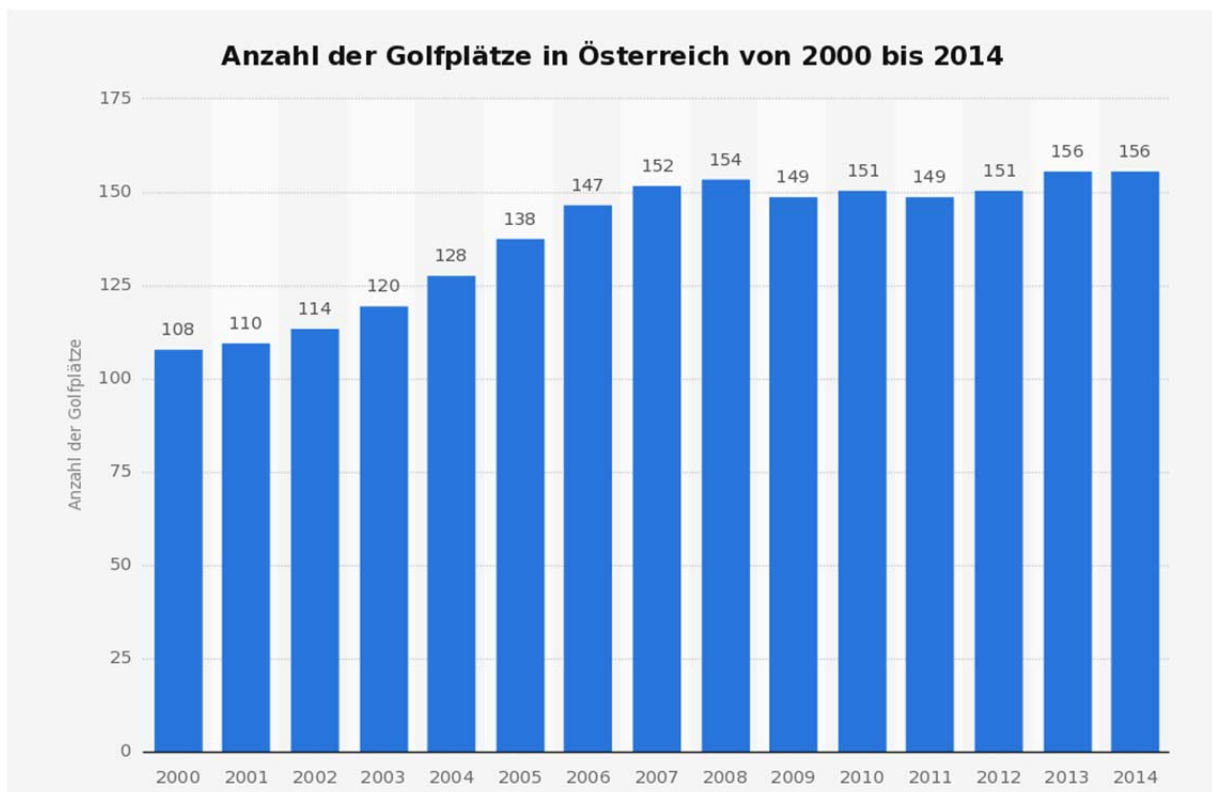


Abbildung 6: Golfplätze in Österreich (Statistica 2015)

Die eigentlichen Spielflächen (Grün, Abschlag, Spielbahn) muss zumindest während der Trockenperioden bewässert werden, wobei der Wasserbedarf ähnlich den Fußballplätzen wieder wesentlich von Klimafaktoren (Temperatur, Wind), Aufbau des Platzes, Rasensorten usw. abhängen. Das versickerte Wasser (insbesondere das Regenwasser) wird üblicher Weise von einem Drainagesystem aufgefangen und zurück in die Wasserreservoirs geleitet (die oft eine Doppelnutzung als Wasserhindernisse haben). Der Wasserverbrauch für einen 18-Loch-Platz in Mitteleuropa, der während der Sommermonate gewässert werden muss, liegt typischerweise bei etwa 35.000 m³ pro Jahr.

In Tabelle 2 ist exemplarisch ein Berechnungsansatz nach FLL (2000) für eine 18-Loch Anlage mit 24 ha beregneter Fläche (etwa 50% der Gesamtfläche) dargestellt.

Tabelle 2: Beispiel für die Berechnung einer Golfplatzberechnung nach FLL (2000)

Golfplatzberechnung
Wasserbedarf nach FLL-Richtlinie18-Loch-Golfplatz
mit Fairwayberechnung

Lage	Sehr trocken		Trocken		Mittel		Niederschlagsreich	
	von	bis	von	bis	von	bis	von	bis
natürlicher Niederschlag [mm/a]	unter	500	500	700	700	900	über	900
Beregnungswasserbedarf [mm/a]								
Grüns/Vorgrüns	400	600	300	400	200	300	100	200
Abschläge	250	400	200	250	100	200	50	100
Spielbahnen	200	300	150	200	100	150	0	100

Ermittlung der Wassermengen 18-Loch-Golfplatz

Flächentyp	Stück	durchschnittliche Größe [m ²]	Gesamtfläche [m ²]	Durchschnittlicher Wasserbedarf [m ³ / a]					
Grüns/Vorgrüns									
Grüns/Übungsgrüns	20	500	10.000						
Vorgrün	20	300	6.000						
Umgebung Grüns	20	800	16.000						
Summe Grüns			32.000	12.800	19.200	9.600	12.800	6.400	9.600

Abschläge									
Abschlag	72	120	8.640						
Umgebung Abschlag	72	120	8.640						
Abschlag Range	1	2.400	2.400						
Summe Abschläge			19.680	4.920	7.872	3.936	4.920	1.968	3.936

Spielbahnen									
Annäherungszone		1.200	0						
Landezone		2.400	0						
Fairway	18	8.800	158.400						
Driving Range	1	30.000	30.000						
Pitch- / Chipbereich	1	5.000	5.000						
Summe Spielbahnen			193.400	38.680	58.020	29.010	38.680	19.340	29.010

Gesamtsummen			245.080	56.400	85.092	42.546	56.400	27.708	42.546
---------------------	--	--	---------	--------	--------	--------	--------	--------	--------

Werden die mittleren Bewässerungsdaten auf die Flächen in Österreich umgelegt, so ergibt sich bei Bewässerung von 50% der gesamten Golfplatzflächen und 35.000 m³ pro Jahr durchschnittlichen Bewässerungswasserbedarf ein Wiederverwendungspotential von gereinigtem Abwasser von etwa 2.730.000 m³.

6.9 Trinkwasser

Bei der Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser als Rohwasser für die Trinkwasseraufbereitung wird zwischen einer direkten Wiederverwendung (Abwasser wird in technischen Anlagen bis zur Trinkwasserqualität aufbereitet) und einer indirekten Wiederverwendung (abwasserbeeinflusstes Rohwasser aus dem natürlichen Wasserkreislauf) unterschieden. Zudem gewinnt das SAT Verfahren (soil-aquifer-treatment) international an Bedeutung. Dabei wird ein räumlich abgetrennter Grundwasserkörper mit gereinigtem Abwasser dotiert und die Retentions- sowie Abbaueigenschaften des Bodens als ein weiterer Reinigungsschritt genutzt. Nach entsprechender Aufenthaltszeit im Untergrund

wird das Wasser wieder entnommen und bis hin zu Trinkwasserqualität aufbereitet.

Während sich eine indirekte Nutzung als Trinkwasser großräumig nicht und kleinräumig nur schwer vermeiden lässt und somit auch in Österreich auftritt, hat eine direkte Nutzung als Trinkwasser keine Bedeutung in Österreich.

7 Zusammenfassung: Potential und Bedeutung einer Abwasserwiederverwendung in Österreich

Obwohl die Situation der Wasserverfügbarkeit in Österreich auch unter Berücksichtigung des Klimawandels zu keiner großflächigen Wasserknappheit führt, treten in niederschlagsarmen Gegenden mit einer Abflussspenden von unter 10 l/s/km² lokal betrachtet und zeitlich begrenzt durchaus Situationen mit Wassermangel auf. Für derartige Gebiete kann auch in Österreich eine Wiederverwendung entsprechend gereinigter Abwässer für spezifische Nutzungen sinnvoll sein.

Während international als solche gesehene Wiederverwendungen für ökologische Zwecke (Dotation abflussschwacher Gewässer) und Grundwasseranreicherung vereinzelt auch in Österreich anzutreffen sind, werden andere Wiederverwendungen von gereinigtem Abwasser nicht eingesetzt. Ein diesbezügliches Potential etwa zur temporären Entlastung der kommunalen Wasserversorgung bei prekären Wasserverhältnissen stellen Parkanlagen, Blumenbeete und andere öffentliche Grünflächen sowie Fußballplätze und Golfplätze dar, wo einerseits Angebot und Bedarf in räumlicher Nähe liegen und gleichzeitig die Verteilungsinfrastruktur günstig zu etablieren ist. Zudem kann eine landwirtschaftliche Nutzung für höherpreisige Kulturpflanzen rund um eine Kläranlage eine gangbare Option im Rahmen eines integrierten Wasserressourcenmanagements darstellen.

8 Literatur

- Angelakisa, A.N., Bontoux, L. (2001) Wastewater reclamation and reuse in European countries, *Water Policy* 3; 47–59
- BMLFUW (2011) Wasserzeichen, Wien
- BMLFUW (2011). Anpassungsstrategien an den Klimawandel für Österreichs Wasserwirtschaft. Studie der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik und der Technischen Universität Wien. Autoren: Schöner, W., Böhm, R., Haslinger, K. (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik), Blöschl, G., Kroiß, H., Merz,

- R., Blaschke, A. P., Viglione, A., Parajka, J., Salinas, J. L., Drabek, U., Laaha, G., Kreuzinger, N. (Technische Universität Wien), S.486, Wien.
- Brown, A., Matlock, M.D. (2011) A Review of Water Scarcity Indices and Methodologies, The Sustainability Consortium 2011
- DIN 18035-2:2003-07 Sportplätze - Teil 2: Bewässerung
- FLL (2000) Richtlinien für den Bau von Golfplätzen, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau, Bonn
- GWl (2010) GWl/PUB Water Reuse Inventory, Global Water Intelligence
- Helmstein, Ch., Kleissner, A. (2010) Wirtschaftsfaktor Fußball – Die volkswirtschaftliche Bedeutung des Fußballes in Österreich – Studie im Auftrag des Österreichischen Fußballbundes, Wien 2010
- ISO-DIS 16075-1(E) (2013) Guidelines for Treated Wastewater Use for Irrigation Projects - Part 1: The Basis of a Reuse Project for Irrigation
- IWA (2008) Water Reuse - An International Survey of current practice, issues and needs ed: Blanca Jimenez and Takashi Asano, ISBN: 9781843390893, London, UK, IWA Publishing
- Lahnsteiner, J. (2015) Eine internationale Perspektive von Water-Reuse. Wiener Mitteilungen 232, 217-234
- Lazarova V. (2014), International standards and state of the art on water reuse: Activities at ISO level in support of standardisation of good practices; Vortrag im Rahmen Meeting: CEN SABE - wastewater reuse - Brussels, March 13th 2014
- Neunteufel, R., Richard, L., Perfler, R. (2010) Studie Wasserverbrauch und Wasserbedarf. Teil 1: Literaturstudie zum Wasserverbrauch – Einflussfaktoren, Entwicklung und Prognosen. Lebensministerium
- ÖGV (2015) Österreichischer Golfverband; homepage www.golf.at
- Raso, J. (2013) Updated report on wastewater reuse in the European Union, report
- Schulz, H., Leinauer, B. (1998) Golf + Naturschutz – Bewässerung von Golfanlagen. Deutscher Golf Verband e.V., Wiesbaden 1998
- Statistica (2015) onlineabfrage Golfplätze Österreich 10.2.2015
- USEPA (2012) Guidelines for Water Reuse, Washington 2012
- WHO (2006), Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater, Volume 2: Wastewater use in agriculture, WHO, ISBN: 92 4 154683 2
- Zessner, M. (2015) Water Footprinting – der Wasserfußabdruck. Wiener Mitteilungen 232, 89-108

Korrespondenz an:

Dr. Norbert Kreuzinger

Technische Universität Wien

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft

Karlsplatz 13/2261

1040 Wien

Tel.: 01 58801-22622

Mail: norbkreu@iwag.tuwien.ac.at

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien, den Instituten für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und dem Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverband herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr		Preis €
1	Das Wasser (1968) Kresser W.	vergriffen
2	Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968) Breiner, H.	vergriffen
3	Abwasserreinigung - Grundkurs (1969) von der Emde, W.	vergriffen
4	Abwasserreinigungsanlagen - Entwurf-Bau-Betrieb (1969) 4. ÖWWV-Seminar, Raach 1969	vergriffen
5	Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970) 5. ÖWWV-Seminar, Raach 1970	vergriffen
6	Industrieabwässer (1971) 6. ÖWWV-Seminar, Raach 1971	vergriffen
7	Wasser- und Abfallwirtschaft (1972) 7. ÖWWV-Seminar, Raach 1972	vergriffen
8	Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972) Schmidt, F.	vergriffen
9	Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972) Pruzinsky, W. Über die Auswertung von Abflußmengen auf elektronischen Rechenanlagen Doleisch, M.:	18
10	1. Hydrologie-Fortbildungskurs (1972)	vergriffen

Band Nr		Preis €
11	Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972) Gutknecht, D.	vergriffen
12	Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973) 8. ÖWWV-Seminar, Raach 1973	vergriffen
13	Zellstoffabwässer-Anfall und Reinigung (1972) von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.	vergriffen
14	Abfluß - Geschiebe (1973) 2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973	vergriffen
15	Neue Entwicklung in der Abwassertechnik (1973) 9. ÖWWV-Seminar, Raach 1974	vergriffen
16	Praktikum der Kläranlagentechnik (1974) von der Emde W.	vergriffen
17	Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974) Behr, O.:	18
18	Hydrologische Grundlagen zur Speicherbemessung (1975) 3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975	vergriffen
19	Vorhersagen in der Wasserwirtschaft (1976) 1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976	10
20	Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976) 11. ÖWWV-Seminar, Raach 1976	vergriffen
21	Zur Theorie und Praxis der Speicherwirtschaft (1977) 2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977	22
22	Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977) 12. ÖWWV-Seminar, Raach 1977	vergriffen
23	Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977) Baron W., Heindl W., Behr O., Reitingner J.	vergriffen
24	Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Molkerei (1978) Begert A.	vergriffen

Band Nr		Preis €
25	Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabriksabwasser (1978) Kroiss H.	vergriffen
26	Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978) Gutknecht D.	vergriffen
27	Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978) 13. ÖWWV-Seminar, Raach 1978	vergriffen
28	Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979) 14. ÖWWV-Seminar, Raach 1979	vergriffen
29	Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979) Frischherz H.	vergriffen
30	Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (1979) o. Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag	vergriffen
31	Grundwasserströmungsverhältnisse bei Horizontalfilterrohrbrunnen (1980) Schügerl W.	vergriffen
32	Grundwasserwirtschaft (1980) 3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980	25
33	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1) (1980)	vergriffen
34	Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980) 15. ÖWWV-Seminar, Raach 1980	vergriffen
35	Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980) Usrael G.	vergriffen
36	Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980) Flögl W.	vergriffen
37	Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980) Ruider E.	vergriffen
38	Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981) Schiller, G.:	vergriffen

Band Nr	Preis €
39 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1981) Teil 2	vergriffen
40 Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981) 16. ÖWWV-Seminar, Raach 1981	vergriffen
41 Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981) ÖWWV-Fortbildungskurs 1981	29
42 Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981) Kirnbauer R.	22
43 Wissenschaftliche Arbeiten, Zeitraum 1977 bis 1981 (1981)	25
44 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1981) Teil 3	25
45 Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982) ÖWWV-Fortbildungskurs 1982	29
46 Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982) Stalzer W.	vergriffen
47 Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen, Erfahrungen und Probleme (1982) 17. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1982	vergriffen
48 Kleinwasserkraftwerke - Notwendigkeit und Bedeutung (1982) Flußstudien: Schwarza, kleine Ybbs, Saalach	vergriffen
49 Beiträge zur Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft (1982) o. Univ.-Prof. Dr.-Ing. W. v.d. Emde zum 60. Geburtstag	vergriffen
50 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1982) Teil 4	vergriffen
51 Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983) 18. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1983	vergriffen
52 Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1983	vergriffen

Band Nr		Preis €
53	Planung und Betrieb von Regenentlastungsanlagen (1984) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1984	vergriffen
54	Sonderabfall und Gewässerschutz (1984) 19. ÖWWV-Seminar, Gmunden 1984	vergriffen
55	Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)	26
56	Blähschlamm beim Belebungsverfahren (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
57	Chemie in der Wassergütewirtschaft (1985) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1985	vergriffen
58	Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985) 20. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1985	vergriffen
59	Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985) Pelikan B.	23
60	Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)	16
61	Gewässerschutz im Wandel der Zeit Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985) Fleckseder, H.	vergriffen
62	Anaerobe Abwasserreinigung (1985) Kroiss H.	vergriffen
63	Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985) Begert A.	vergriffen
64	Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	vergriffen
65	Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwässer (1986) 21. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1986	vergriffen
66	Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1986	29
67	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (5) (1986)	vergriffen

Band Nr		Preis €
68	Zur mathematischen Modellierung der Abflusentstehung an Hängen (1986) Schmid B.H.	22
69	Nitrifikation - Denitrifikation (1987) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1987	vergriffen
70	Flußbau und Fischerei (1987)	vergriffen
71	Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987) 22. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1987	vergriffen
72	Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987) Wurzer E.	vergriffen
73	Anaerobe Abwasserreinigung Grundlagen und großtechnische Erfahrung (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
74	Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum aus historischer Sicht (1988)	22
75	Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst und Wasserwirtschaft (1988) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1988	vergriffen
76	Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988) 23. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1988	vergriffen
77	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (6) (1987)	vergriffen
78	Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988) Nachtnebel, H.P.	25
79	Hydraulik offener Gerinne (1989) Symposium, 1989	vergriffen
80	Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung im Gießgang Greifenstein (1988) Jungwirth M., Schmutz S.	vergriffen
81	Biologische Abwasserreinigung (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs, 1989, TU-Wien	vergriffen
82	Klärschlamm Entsorgung (1989) 24. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1989	vergriffen

Band Nr	Preis €
83 Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (1990) 2. Symposium	18
84 Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft (1989) ÖWWV-Fortbildungskurs 1989, TU-Wien	29
85 Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall, Projekt Abschnitt I (1989) Frischherz H.; Benes E.; Ernst J.; Haber F.; Stuckart W.	18
86 Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989) Summer W.	25
87 Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung (1990) 25. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1990	vergriffen
88 Revitalisierung von Fließgewässern (1990) Beiträge zum Workshop Scharfling, 1989	vergriffen
89 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1990) Teil 9	vergriffen
90 A Study on Kinematic Cascades (1990) Schmid B.H.	18
91 Snowmelt Simulation in Rugged Terrain - The Gap Between Point and Catchment Scale Approaches (1990) Blöschl G.	18
92 Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990) Blaschke A.P.	nicht erschienen
93 Decision Support Systeme für die Grundwasserwirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme (1990) Fürst J.	18
94 Schlußbericht zum Forschungsvorhaben Trinkwasseraufbereitung mit Ultraschall; Projekt-Abschnitt 1990 (1990) Frischherz H.; Benes E.; Stuckhart W.; Ilmer A.; Gröschl M.; Bolek W.	18
95 Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991) Svardal K.	22

Band Nr		Preis €
96	EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	29
97	Entfernung von Phosphorverbindungen bei der Abwasserreinigung (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991, TU-Wien	25
98	Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasserreinigungsanlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht (1991) 26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991	36
99	Geruchsemissionen aus Abwasserreinigungsanlagen (1991) ÖWWV-Fortbildungskurs 1991,	22
100	Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik (1992) ÖWWV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	vergriffen
101	Umweltbezogene Planung wasserbaulicher Maßnahmen an Fließgewässern (1992) Pelikan B.	18
102	Erfassung hydrometeorologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992) Behr O.	i.V.
103	Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten (1992) 27. ÖWWV-Seminar Ottenstein 1992	36
104	Virus Contamination of the Environment (1992) Methods and Control	vergriffen
105	Fließgewässer und ihre Ökologie (1993) ÖWAV-Fortbildungskurs 1992, TU-Wien	22
106	Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche (1992) Mader H.	22
107	Wasserrechtsgesetznovelle 1990 und neue Emissionsverordnungen (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
108	Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz (1992) Vorträge anlässlich der UTEC 1992	29
109	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (1994) Teil 10 - Beiträge zum Seminar an der Universität für Bodenkultur im November 1994	i.V.

Band Nr		Preis €
110	Bemessung u. Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung (1993) ÖWAV-Seminar 1993, TU-Wien	36
111	Wasserreserven in Österreich - Schutz und Nutzung in Gegenwart und Zukunft (1993) 28. ÖWAV-Seminar Ottenstein 1993	vergriffen
112	Contamination of the Environment by Viruses and Methods of Control (1993)	18
113	Wasserkraft () O.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. S. Radler anlässlich seiner Emeritierung	vergriffen
114	Klärwärter-Grundkurs (1994) 2. Auflage 1994	vergriffen
115	Beitrag zur Reduzierung der Abwasseremissionen der Bleicherei beim Sulfatverfahren (1994) Urban W. ISBN 3-85234-001-2	22
116	Eigenüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen für den Gewässerschutz (1994) ÖWAV-Seminar 1994, TU-Wien ISBN 3-85234-002-0	25
117	Abwasserreinigungskonzepte - Internationaler Erfahrungsaustausch über neue Entwicklungen (1995) ÖWAV-Seminar 1994, TU Wien ISBN 3-85234-003-9	25
118	3 Jahre WRG-Novelle (1994) 29. ÖWAV-Seminar: Ottenstein 1994 ISBN 3-85234-004-7	19
119	Landeskulturelle Wasserwirtschaft (1994) anlässlich der Emeritierung von o.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. H. Supersperg	vergriffen
120	Gewässerbetreueungskonzepte - Stand und Perspektiven (1994) Beiträge zur Tagung an der BOKU 1994 ISBN 3-85234-010-1	32
121	Generelle Entwässerungsplanung im Siedlungsraum (1996) ÖWAV-Seminar 1995, TU Wien ISBN 3-85234-011-X	29

Band Nr		Preis €
122	Bedeutung von geowissenschaftlicher Zusatzinformation für die Schätzung der Transmissivitätsverteilung in einem Aquifer (1994) Kupfersberger H.	18
123	Modellierung und Regionalisierung der Grundwassermengenbildung und des Bodenwasserhaushaltes (1994) Holzmann, H.	22
124	Pflanzenkläranlagen - Stand der Technik, Zukunftsaspekte (1995) ÖWAV-Seminar, BOKU Wien ISBN 3-85234-014-4	22
125	Abwasserreinigung - Probleme bei der praktischen Umsetzung des Wasserrechtsgesetzes, (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-015-2	32
126	Konfliktfeld Landwirtschaft - Wasserwirtschaft (1995) 30. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1995 ISBN 3-85234-016-0	29
127	Alte und neue Summenparameter (1995) ÖWAV-Seminar 1995, TU-Wien ISBN 3-85234-017-9	29
128	Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle (deutsch oder englisch) (1995) 4. Symposium Univ.Prof.Dr. R. Walter ISBN 3-85234-019-5	0
129	Einfluß von Indirekteinleitungen auf Planung und Betrieb von Abwasseranlagen (1996) ÖWAV-Seminar 1996, TU-Wien ISBN 3-85234-020-9	vergriffen
130	Zentrale und dezentrale Abwasserreinigung (1996) 31. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1996 ISBN 3-85234-021-7	36
131	Methoden der Planung und Berechnung des Kanalisationssystems (1996) ÖWAV-Seminar 1996, BOKU-Wien ISBN 3-85234-022-5	29

Band Nr	Preis €
132 Scale and Scaling in Hydrology (1996) Blöschl G. ISBN 3-85234-023-3	vergriffen
133 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1996) Integrale Interpretation eines zeitgemäßen Gewässerschutzes ISBN 3-85234-024-0	12
134 Ein Beitrag zur Charakterisierung von Belüftungssystemen für die biologische Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren mit Sauerstoffzufuhrmessungen (1996) Frey W. ISBN 3-85234-025-X	22
135 Nitrifikation im Belebungsverfahren bei maßgebendem Industrieabwassereinfluß (1996) Nowak O. ISBN 3-85234-026-8	36
136 1. Wassertechnisches Seminar (1996) Nebenprodukte von Desinfektion und Oxidation bei der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-027-6	i.V.
137 Modellanwendung bei Planung und Betrieb von Belebungsanlagen (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-028-4	32
138 Nitrifikationshemmung bei kommunaler Abwasserreinigung (1997) Schweighofer P. ISBN 3-85234-029-2	25
139 Ein Beitrag zu Verständnis und Anwendung aerober Selektoren für die Blähschlammvermeidung (1997) Prendl L. ISBN 3-85234-030-6	22
140 Auswirkungen eines Kläranlagenablaufes auf abflußschwache Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling und des Krottenbaches (1997) Franz A. ISBN 3-85234-031-4	25
141 Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1997) ÖWAV - Seminar 1997, TU-Wien ISBN 3-85234-032-2	36

Band Nr	Preis €
142 Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (11) (1997) Abfallwirtschaft und Altlastensanierung morgen ISBN 3-85234-033-0	18
143 Abwasserbeseitigung und Wasserversorgung in Wien (1997) Eine ökonomische Beurteilung der Einnahmen, Ausgaben und Kosten Kosz M. ISBN 3-85234-034-9	22
144 Raum-Zeitliche Variabilitäten im Geschiebehaushalt und dessen Beeinflussung am Beispiel der Drau (1997) Habersack H. ISBN 3-85234-035-7	29
145 Fortbildungskurs: Biologische Abwasserreinigung (1998) ÖWAV - Seminar 1998, TU-Wien ISBN 3-85234-036-5	40
146 2. Wassertechnisches Seminar (1998) Desinfektion in der Trinkwasseraufbereitung ISBN 3-85234-037-3	i.V.
147 Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen (1998) 32. ÖWAV-Seminar , Linz 1998 ISBN 3-85234-038-1	36
148 Grundwasserdynamik (1998) ISBN 3-85234-039-C	36
149 Die Tradition in der Kulturtechnik (1998) Kastanek F. Simulationsanwendung bei der Störung durch poröses Medium (1998) Loiskandl W. ISBN 3-85234-040-4	22
150 Auswirkungen von Niederschlagsereignissen und der Schneeschmelze auf Karstquellen (1998) Steinkellner M. ISBN 3-85234-041-1	36
151 Experiences with soil erosion models (1998) ISBN 3-85234-042-X	29

Band Nr		Preis €
152	Ein Beitrag zur Optimierung der Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen (1998) Dornhofer K. ISBN 3-85234-043-8	25
153	Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt (1998) ÖWAV / UBA Seminar 1998, BOKU Wien ISBN 3-58234-044-6	vergriffen
154	Erfassung, Bewertung und Sanierung von Kanalisationen (1998) ÖWAV Seminar 1999, BOKU Wien ISBN 3-8523-045-4	29
155	Nährstoffbewirtschaftung und Wassergüte im Donaauraum (1999) ÖWAV - Seminar 1999, TU-Wien ISBN 3-85234-046-2	32
156	Der spektrale Absorptionskoeffizient zur Bestimmung der organischen Abwasserbelastung (1999) UV-Seminar 1998, Duisburg ISBN 3-85234-047-0	22
157	Bedeutung und Steuerung von Nährstoff- und Schwermetallflüssen des Abwassers (1999) Zessner M. ISBN 3-85234-048-9	25
158	Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft (1999) Rechberger H. ISBN 3-85234-049-7	vergriffen
159	Sicherheit und Gesundheitsschutz auf Abwasseranlagen und deren Evaluierung (2000) ÖWAV – Seminar 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-050-0	22
160	Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Hydrologie alpiner Einzugsgebiete (2000) Hebenstreit K. ISBN 3-85234-051-9	25

161	Innovative Messtechnik in der Wasserwirtschaft (2000) Präsentation eines Forschungsprojektes ÖWAV – Seminar 2000, BOKU – Wien ISBN 3-85234-052-7	vergriffen
162	Sickerwasser und Oberflächenabdichtung auf Reaktordeponien (2000) ÖWAV - Seminar 2000, Wirtschaftskammer Wien ISBN 3-85234-053-5	25
163	Abfall- und Abwasserentsorgung in kleinen Verhältnissen (2000) ÖWAV - Seminar 2000, Ottenstein ISBN 3-85234-054-3	25
164	Niederschlag-Abfluss-Modellierung – Simulation und Prognose (2000) ÖWAV-Seminar 2000, TU Wien ISBN 3-85234-055-1	i.V.
165	Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz (2000) Habersack, H. / Mayr, P. / Grlinger, R. / Schneglberger, St. ISBN 3-85234-056-x	25
166	Anpassung von Kläranlagen – Planung und Betrieb (2001) ÖWAV-Seminar 2001, TU Wien ISBN 3-85234-057-8	40
167	Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen (2001) Laber J. ISBN 3-85234-058-6	25
168	Kanalbetrieb und Niederschlagsbehandlung (2001) ÖWAV-Seminar 2001, BOKU Wien. ISBN 3-85234-059-4	29
169	Development of a Simulation Tool for Subsurface Flow Constructed Wetlands (Entwicklung eines Simulationsmodells für bepflanzte Bodenfilter) (2001) Langergraber G. ISBN 3-85234-060-8	25
170	Simulation von Niederschlagszeitreihen mittels stochastischer Prozess-modelle unter Berücksichtigung der Skaleninvarianz (2001) Bogner ISBN 3-85234-061-6	i.V.
171	Sewage Sludge Disposal – Sustainable and/or Reliable Solutions (2001) ÖWAV / EWA Workshop 2001, TU-Wien ISBN 3-85234-062-4	25

Band Nr		Preis €
172	Stickstoffentfernung mit Biofiltern (2002) Nikolavcic B. ISBN 3-85234-063-2	30
173	Anaerobe Abwasserreinigung: Beeinflussende Faktoren der Versäuerung eines Zitronesäurefabrikabwassers (2002) Moser D. ISBN 3-85234-064-0	20
174	Gewässerschutz bei Entlastungsbauwerken der Mischkanalisation (2002) Fenz R. ISBN 3-85234-065-9	25
175	Wechselwirkung von physikalischen, chemischen und biotischen Prozessen in aquatischen Systemen (2002) Kreuzinger N. ISBN 3-85234-066-7	i.V.
176	Benchmarking in der Abwasserentsorgung (2002) ÖWAV Workshop Februar 2002, TU-Wien ISBN 3-85234-067-5	30
177	Klärschlamm (2002) Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung / Entsorgung ab 2004 ÖWAV Seminar April 2002, Wirtschaftskammer Österreich Schlammbehandlung und Entsorgung ÖWAV / TU – Workshop September 2000, TU-Wien ISBN 3-85234-068-3	30
178	Arzneimittel in der aquatischen Umwelt (2002) ÖWAV Seminar 2002, BOKU Wien ISBN 3-58234-069-1	30
179	Untersuchungen zur Entfernung natürlicher radioaktiver Stoffe aus Trinkwasser und Überblick zu deren Verbreitung in Österreich (2002) Staubmann, K. ISBN 3-85234-070-5	25
180	Zum Fließwiderstandsverhalten flexibler Vegetation (2002) Stephan, U. ISBN 3-85234-071-3	30
181	Understanding and Estimating Floods at the Regional Scale (2002) Merz, R. ISBN 3-85234-072-1	30

Band Nr		Preis €
182	Kanalmanagement - Neues Schlagwort oder alte Herausforderung ? (2003) ÖWAV Seminar 2003, BOKU Wien ISBN 3-85234-073-X	30
183	Fortbildungsseminar Abwasserentsorgung (2003) ÖWAV Seminar Februar 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-074-8	40
184	Klärschlamm (2003) ÖWAV Seminar November 2003, TU-Wien ISBN 3-85234-075-6	30
185	Nachhaltige Nutzung von Wasser (2003) Endbericht zu Modul MU11 im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Nachhaltige Entwicklung österreichischer Kulturlandschaften“ ISBN 3-85234-076-4	30
186	Inspektion von Kanalisationen (inkl. Umsetzung ÖNORM EN 13508-2) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2004, BOKU Wien ISBN 3-85234-077-2	30
187	Datengewinnung, -verwaltung und -nutzung in der Wassergütwirtschaft (2004) ÖWAV Seminar März 2004, TU-Wien ISBN 3-85234-078-0	40
188	CSB-Elimination in höchstbelasteten Belebungsstufen und ihre Auswirkung auf die Stickstoffelimination von zweistufigen Anlagen unter dem Gesichtspunkt der mathematischen Modellierung (2004) Haider, S. ISBN 3-85234-079-9	30
189	Beitrag zum Benchmarking von Abwasserreinigungsanlagen (2004) Lindtner, S. ISBN 3-85234-080-2	25
190	Öffentlichkeitsarbeit auf Kläranlagen (2004) ÖWAV Seminar Juni 2004, St. Pölten ISBN 3-85234-081-0	30
191	Das Verhalten ausgewählter organischer Spurenstoffe bei der biologischen Abwasserreinigung (2004) Clara, M. ISBN 3-85234-082-9	25

Band Nr	Preis €
192 Chemie in der Wassergütewirtschaft (2005) ÖWAV Seminar Februar 2005, TU Wien ISBN 3-85234-083-7	45
193 Three dimensional numerical modelling of turbulent river flow using polyhydral finite volumes (2005) Tritthart, M. ISBN 3-85234-084-5	30
194 Abwasserentsorgung im ländlichen Raum (2005) ÖWAV Seminar November 2005, BOKU Wien ISBN 3-85234-085-3	Preis auf Anfrage
195 Betriebserfahrungen moderner Kläranlagen (2006) ÖWAV Seminar Februar 2006, TU-Wien ISBN 3-85234-086-1	40
196 Kanalmanagement 2006 – Praxisberichte und Projektergebnisse (2006) ÖWAV-Informationsveranstaltung 2006, BOKU ISBN 3-85234-087-X	30
197 Methoden der hydrologischen Regionalisierung (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN 3-85234-088-8	30
198 Process based regionalisation of low flows (2006) Laha, G. ISBN-10 3-85234-089-6 ISBN-13 978-3-85234-089-0	30
199 Hochwasservorhersage – Erfahrungen, Entwicklungen & Realität (2006) ÖWAV-Seminar 2006, TU Wien ISBN-10 3-85234-090-X ISBN-13 978-3-85234-090-6	30
200 Scale and stream network structure in geostatistical hydrological analyses (Geostatistische hydrologische Analysen unter Berücksichtigung von Skalenaspekten und Gewässernetzstruktur) (2007) Skøien, J. O. ISBN-10 3-85234-091-8 ISBN-13 978-3-85234-091-3	i.V.

201	Der kombinierte Ansatz, das Wechselspiel zwischen Emission und Immission - Neue Herausforderungen bei Abwasserentsorgung und Gewässerschutz (2007) ÖWAV Februar Seminar 2007, TU-Wien ISBN-13 978-3-85234-093-7	45
202	Betrieb von Kläranlagen - Grundkurs Neuaufgabe 2013 ISBN-13 978-3-85234-123-1	80
203	Kanalmanagement 2007 – Unterirdische Kanalsanierung (2007) ÖWAV Infoveranstaltung 17. April 2007 an der BOKU Wien ISBN-13 978-3-85234-095-1	30
204	Leitungskataster für Trink - und Abwassernetze (2007) ÖWAV Infoveranstaltung 30. Mai 2007, Wien ISBN-13 978-3-85234-096-8	30
205	Geruchs- und Korrosionsprobleme in der Kanalisation (2007) ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-097-5	35
206	Extreme Abflussereignisse: Dokumentation – Bedeutung – Bestimmungsmethoden (2007) ÖWAV-Seminar 2007, TU Wien ISBN 978-3-85234-098-2	30
207	1. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2007) ÖWAV-Seminar 2007, BOKU ISBN 978-3-85234-099-9	30
208	Biologische Abwasserreinigung - Aktuelle Entwicklungen (2008) ÖWAV Februar Seminar 2008, TU-Wien ISBN 978-3-85234-100-2	45
209	Kanalmanagement 2008 – Betrieb und Mischwasser (2008) ÖWAV Infoveranstaltung 27. März 2008 an der BOKU Wien ISBN 978-3-85234-101-9	30
210	2. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2008) ÖWAV-Seminar 2008, BOKU ISBN 978-3-85234-102-6	30

Band Nr	Preis €
211 Zur Kenntnis der Schwefelwasserstoffbildung und -vermeidung in Abwasserdruckleitungen (2008) Saračević E. ISBN 978-3-85234-103-3	30
212 Neue Herausforderungen an die Wassergütwirtschaft (2009) ÖWAV Februar Seminar 2009, TU-Wien ISBN 978-3-85234-104-0	vergriffen
213 Hochwasserentstehung in der nördlichen Grauwackenzone Beobachtung - Messung – Modellierung (2009) Endbericht für Forschungsprojekte im Zeitraum 1990 bis 2008 ISBN: 978-3-85234-105-7	30
214 Linking Land Use to Stream Pollution: Pollutant Dynamics and Management Implications (2009) Yillia, Paul T. ISBN 978-3-85234-106-4	25
215 Kanalmanagement 2009 – Hauskanäle - Von der Planung bis zur Sanierung (2009) ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-107-1	30
216 Hochwässer – Bemessung, Risikoanalyse und Vorhersage (2009) ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-108-8	30
217 Einsatz der Managementmethode „Benchmarking“ in der Wasserversorgung - spezifische Aspekte der Implementierung, Anwendbarkeit und Folgewirkungen (2009) Neunteufel, R. ISBN 978-3-85234-109-5	30
218 3. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2009) ÖWAV-Seminar 2009, BOKU ISBN 978-3-85234-110-1	30
219 Abwässer aus Gewerbe und Industrie Indirekt- und Direkteinleiter (2010) ÖWAV Februar Seminar 2010, TU-Wien ISBN 978-3-85234-111-8	vergriffen
220 Kanalmanagement 2010 – Grundlagen der Sanierungsplanung (2010) ÖWAV Seminar 1.6.2010, Wien ISBN 978-3-85234-112-5	50

Band Nr		Preis €
221	Anwendungsbezogene Aspekte der operationellen Durchflussvorhersage (2010) Drabek, U. ISBN 978-3-85234-113-2	50
222	4. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2010) ÖWAV Seminar 2010, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-114-9	30
223	Kanalmanagement 2011 – Pumpstationen, Mischwasserbehandlung & Vorstellung des ÖWAV-Regelblattes 42 „Unterirdische Kanalsanierung – Hauskanäle“ (2011) ÖWAV Seminar 2.2.2011, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-116-3	40
224	Monitoring auf Kläranlagen „Daten erfassen, auswerten und anwenden“ (2011) ÖWAV Februar Seminar 2011, TU-Wien ISBN 978-3-85234-117-0	50
225	Kanalmanagement 2012 – Inspektion und Generelle Sanierungsplanung von Kanalisationen (2012) ÖWAV Seminar 1.2.2012, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-118-7	40
226	Standortbestimmung in der Wassergütewirtschaft (2012) ÖWAV Februar Seminar 2012, TU-Wien ISBN 978-3-85234-119-4	50
227	5. Österreichischer Kleinkläranlagentag (2012) ÖWAV Seminar 2012, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-120-0	30
228	Flussgebietsmanagement und Nährstoffe (2013) ÖWAV Februar Seminar 2013, TU-Wien ISBN 978-3-85234-121-7	vergriffen
229	Kanalmanagement 2013 – Betrieb von Kanalisationen - Präsentation des ÖWAV-Regelblattes 22 (2013) ÖWAV Seminar 9.4.2013, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-122-4	40
230	Abwasserreinigung - Werte erhalten, Effizienz steigern und Ressourcen schonen ÖWAV Februar Seminar 2014, TU-Wien ISBN 978-3-85234- 124-8	50

Band Nr	Preis €
231 Kanalmanagement 2014 (2014) ÖWAV Seminar 24.4.2014, BOKU Wien ISBN 978-3-85234-125-5	40
232 NEW: Nährstoffe – Energie – Wasser ÖWAV Februar Seminar 2015, TU-Wien ISBN 978-3-85234- 126-2	45

Die Bände sind zu beziehen bei:

www.wau.boku.ac.at/wienmit.html

Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft
der Technischen Universität Wien

Karlsplatz 13/226, A-1040 Wien, Email: ihager@iwag.tuwien.ac.at

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110, 114, 116, 117, 121, 125, 127, 129, 130, 134, 135, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 147, 152, 153, 155, 156, 157, 158, 159, 161, 162, 166, 171, 172, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 183, 184, 187, 188, 189, 190, 191, 192, 195, 201, 202, 205, 208, 211, 212, 214, 219, 224, 226, 228, 230, 232

Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie
der Technischen Universität Wien

Karlsplatz 13/222, A-1040 Wien, Email: sekr223@hydro.tuwien.ac.at

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66, 68, 74, 90, 91, 92, 102, 122, 132, 148, 164, 180, 181, 193, 197, 198, 199, 200, 206, 213, 216, 221

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau
der Universität für Bodenkultur,

Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: christina.mayer@boku.ac.at

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75, 78, 86, 89, 93, 101, 106, 109, 113, 123, 144, 160, 165, 167, 169

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierewasserwirtschaft und Gewässerschutz
der Universität für Bodenkultur,

Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: sig-office@boku.ac.at

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87, 88, 94, 103, 112, 115, 118, 120, 124, 126, 128, 131, 133, 136, 142, 146, 150, 154, 163, 167, 168, 169, 178, 179, 182, 185, 186, 194, 196, 203, 204, 207, 209, 210, 215, 217, 218, 220, 222, 223, 225, 227, 229, 231

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft
der Universität für Bodenkultur

Muthgasse 18, A-1190 Wien, Email: dietmar.fellner@boku.ac.at

Band: 119, 149, 151, 170