

Wechselwirkung Kläranlage - Gewässer

N. Kreuzinger, A. Franz

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU-Wien

Kurzfassung: Ausgehend von der Diskussion um zentrale und dezentrale Lösungsansätze für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum soll der Versuch einer Skizzierung der Wechselwirkung zwischen Abwasserreinigungsanlage und Gewässer unternommen werden. Dabei soll unabhängig von einem spezifischen Konzept der Abwasserreinigung ein genereller Rückkoppelungsmechanismus aufgezeigt werden, der von einer Großkläranlage bis hin zur Kleinstkläranlage gleichermaßen gültig ist. Die einzelnen Punkte dieser Wechselwirkung werden besprochen und anhand von Beispielen veranschaulicht.

Das System „Abwasserreinigungsanlage“ wird in die Faktoren Planung - realisiertes Projekt, Betrieb, Ablaufqualität und Ablaufquantität unterteilt. Die Untergliederung des Systems „Gewässer“ beschränkt sich auf die für die Bewilligung und Planung relevanten Faktoren Wassermenge, Immission und ökologische Funktionsfähigkeit. Diese Faktoren werden in eine Beziehung zueinander gebracht.

Keywords: Wechselwirkungen ARA-Gewässer, Immissionsbetrachtung, Planung, Ablaufqualität, Gewässerbeeinflussung durch Abwasserreinigungsanlagen

1 Einleitung

Versucht man die in letzter Zeit in Österreich um die Abwasserentsorgung geführte Diskussion nüchtern zu betrachten, so wird man unweigerlich mit dem Gedanken konfrontiert, daß dieses Land eigentlich stolz auf seine Leistungen im Gewässerschutz sein kann. Stolz deswegen, weil die in den Jahren des starken Wirtschaftswachstums durch die boomende Industrie und zunehmende Verstädterung herbeigeführten Gewässerverschmutzungen in den meisten Fällen saniert werden konnten, sodaß sich heute der Blick verstärkt auf die abwassertechnische Entsorgung ländlicher Gebiete richten kann. Dies ist zweifellos der Erfolg einer konsequent durchgeführten Umweltpolitik auf wasserwirtschaftlichem Sektor, die nicht zuletzt von einem Umweltbewußtsein in der breiten Bevölkerung herbeigeführt wurde.

Der erste Schritt auf dem Sisyphus-Weg zu anthropogen unbeeinflussten Gewässern war, die „hot spots“ der Verschmutzung zu eruieren und zu sanieren. Dieser Weg hat von eben diesen großen Emittenten ausgehend zu immer kompakteren abwassertechnisch zu entsorgenden Einheiten geführt. Als bei Ballungsräumen ein hoher Sättigungs- und Erfassungsgrad in der Abwasserreinigung erreicht wurde, mußte sich das Augenmerk, neben einer fortlaufenden Anpassung dieser Anlagen, im nächsten Schritt natürlich auf die Entsorgung einer nächst kleineren Einheit richten. Diese Entwicklung manifestiert sich deutlich in der Entwicklung des Anschlußgrades der Bevölkerung (BMLF, 1993).

Umgekehrt vollzog sich durch die soziologische Umstrukturierung im ländlichen Bereich eine entgegengesetzte Entwicklung. Dort stand die Entsorgung der Fäkalien aus den Trockentoiletten bedingt durch die landwirtschaftlich dominierte Bevölkerungsstruktur über den „eigenen Misthaufen“ bzw. die Gartendüngung am Anfang. Die erfolgte Verlagerung des in der Landwirtschaft tätigen Bevölkerungsanteils auf andere Bereiche führte bei zusätzlicher Einführung der Wasserspülung neben einem rapiden Anstieg des Wasserverbrauchs zu einem Entsorgungsproblem. Vorerst erfolgte die Entsorgung der Abwässer meist über das „Ausführen“ von Senkgruben durch die Landwirtschaft und in weiterer Folge über Kleinkläranlagen unterschiedlicher Größe und Verfahren.

Bereits in der 60er Jahren wurde erkannt (Böhnke 1966, 1971), daß in Deutschland etwa 10% der Gesamtbevölkerung infolge der Siedlungsart, der Topographie oder Nutzungsart dezentral über Klein- und Kleinstanlagen zu entsorgen sein werden (in Österreich zwischen 15 und 20%). War anfangs die Meinung verbreitet, daß es sich bei diesen Kleinstanlagen nur um Übergangslösungen bis zur Möglichkeit eines großräumigen Zusammenschlusses und um Sonderfälle handeln kann, so wurden anfangs der 80er Jahre Stimmen laut (Fleckseder, 1982), die eine einfache, genügend leistungsfähige und betriebszuverlässige kleine Abwasserreinigungsanlage nicht nur als Provisorien, sondern als fixen Bestandteil eines Beitrags zum Gewässerschutz im ländlichen Raum ansehen. Gemäß der ursprünglichen Ansicht wurden deshalb die Konzepte für die ersten Kleinkläranlagen auch durch „down scaling“ der Auslegungen von Großanlagen entwickelt. Die dabei aufgetretenen Probleme (starke hydraulische Schwankungen und extreme Frachtschwankungen) führten einerseits zu unbefriedigenden Reinigungsleistungen und damit zu einem Zweifel an der

Sinnhaftigkeit solcher Lösungen und andererseits bereits Ende der 70er Jahre zur intensiven Beschäftigung mit den erkannten Problemen (Eine umfangreiche diesbezügliche Literaturliste findet sich bei Begert, 1985), sodaß die Leistungsfähigkeit bestehender Systeme für Klein- und Kleinstanlagen immer mehr gesteigert werden konnte. Daneben werden auch immer wieder neue technische Konzepte vorgeschlagen, die noch näher untersucht werden müssen, da sich ihre Praxistauglichkeit (Reinigungsleistung und Betriebssicherheit) zum Teil erst unter Beweis stellen muß. Wahrscheinlich gibt es heute für alle Größenordnungen Anlagentypen, die dem Gewässerschutz Genüge tun und so vom technischen Standpunkt aus gesehen alle erdenkbaren Anlagengrößen auch realisierbar sind. Es sind deshalb andere Interessen und Konflikte, die bei der derzeit geführten Diskussion ausschlaggebend sind und oft als ökologische und technische Argumente verkauft werden.

Parallel zum Fortschritt in der Abwasserreinigung haben sich auch die Kriterien zur Beurteilung der Gewässergüte weiterentwickelt. Zu Beginn standen die grob sinnlich wahrnehmbaren Schmutzstoffe im Vordergrund. Danach galt das Hauptaugenmerk den organischen Schmutzstoffen, die durch den Abbau im Gewässer zu massiven Sauerstoffzehrungen führten. In einer nächsten Stufe rückte der Nährstoffeintrag in den Mittelpunkt des Interesses, sodaß eine „moderne“ Abwasserreinigungsanlage für eine Entfernung von Grobstoffen, Kohlenstoff und Nährstoffen ausgelegt wird. Heute werden diese Anforderungen als Selbstverständlichkeit angesehen - auch wenn deren Realisierung noch nicht flächendeckend erfolgte - und der Blick richtet sich in einem weiteren Schritt auf eine ökologische Betrachtungsweise, bei der die Systemgrenzen auf das natürliche Umfeld im und um das Gewässer ausgedehnt werden. Diese „gesamtökologische“ (ein sehr unglücklich gewählter Begriff) Beurteilung von Gewässern erfordert es, bereits bestehenden Systeme des Siedlungswasserbaus in diese neue Betrachtungsweise zu integrieren, gegebenenfalls deren Schwachstellen aufzudecken und Lösungswege aufzuzeigen. Zum derzeitigen Zeitpunkt fehlen für solche Beurteilungen noch zahlreiche Grundlagen und Erfahrungen, die erst durch laufende und zukünftige Untersuchungen geliefert werden. Dazu ist eine interdisziplinäre Vorgangsweise unabdingbar. Nur durch enge Zusammenarbeit aller mit Gewässerökologie betrauten Wissenschaften kann diese Aufgabe im Sinne ihrer zugrundeliegenden Ansprüche bewältigt werden und die Ansatzpunkte für die Behebung von Mißständen sowie Hilfestellungen und Richtlinien für eine zukünftige Vorgangsweise erarbeitet werden.

In weiterer Folge sollen in diesem Beitrag durch die Erarbeitung und Behandlung von Komponenten einer Wechselwirkung zwischen Abwasserreinigungsanlage und Gewässer Überlegungen angestellt werden, die für alle Arten von Kläranlagen und Vorfluter gelten sollten. Diese Komponenten bedürfen hinsichtlich ihrer Einbindung in die erweiterten ökologischen Betrachtung einer Diskussion und Gewichtung. Ein Problem stellt sicher dar, daß für diese Einschätzung und Fragestellung erweiterte Daten erhoben und geeignete Vorgangsweisen gefunden werden müssen, um fundierte Aussagen liefern zu können. Diese Zeitkomponente läuft der Dynamik in der Ökologie-Diskussion entgegen und trägt sicherlich auch zur verbreiteten Unsicherheit dadurch bei, sodaß Entscheidungen aus Angst vor einem „unökologischen“ Handeln hinausgeschoben werden. Eine Entwicklung, die den Gewässerschutz keinen Schritt weiter bringt, ja sogar konterproduktiv wirkt.

2 Wechselwirkung Kläranlage - Gewässer

Gewässerschutz ohne Abwasserreinigung ist nicht durchführbar. Wie bereits weiter oben ausgeführt, entwickelten sich die Kriterien für die Beurteilung der Gewässergüte zunehmens weiter. Parallel dazu entwickelten sich die Fortschritte in der Abwassertechnik - und damit die Möglichkeit einer immer effizienteren Reinigungsleistungen - und der Grundsatz eines vermehrten Schutzes der Ressource Wasser etablierte sich politisch. Dieser Grundsatz soll als Basis und Ausgangspunkt für die Beschreibung von Wechselwirkungen zwischen Kläranlagen und Gewässer herangezogen werden.

Die Regelgröße, welche ihrerseits die Faktoren der Wechselwirkung beeinflusst und die Grenzen der Bearbeitungstiefe vorgibt, ist ein vorher abzuklärendes, festzulegendes und allgemein zu akzeptierendes Kriterium, das auf dem derzeitigen Wertesystem beruht. Geht die Gesellschaft unter der Berücksichtigung der Tatsache, daß der Mensch ein Teil des Ökosystems „Erde“ ist, einen Kompromiß mit der Natur ein und auf welcher Ebene kann dieser Kompromiß liegen, ohne daß die Natur überfordert wird? Erst nach der Festlegung dieser Ausgangssituation nicht nur für Einzelpersonen, sondern als Leitfaden für den gesamten Umweltschutz können die Wechselwirkungen auch hinsichtlich ihrer Qualität beurteilt werden. Denn nur dann ist es überhaupt

möglich, jene Komponenten im Wirkungsgefüge herauszufinden, die einen wirtschaftlich und ökologisch sinnvollen Ansatzpunkt für gewässerschutzbezogene Maßnahmen darstellen.

In Abbildung 1 werden wesentliche Faktoren der Wechselwirkung angeführt und in das Wirkungsgefüge eingebettet.

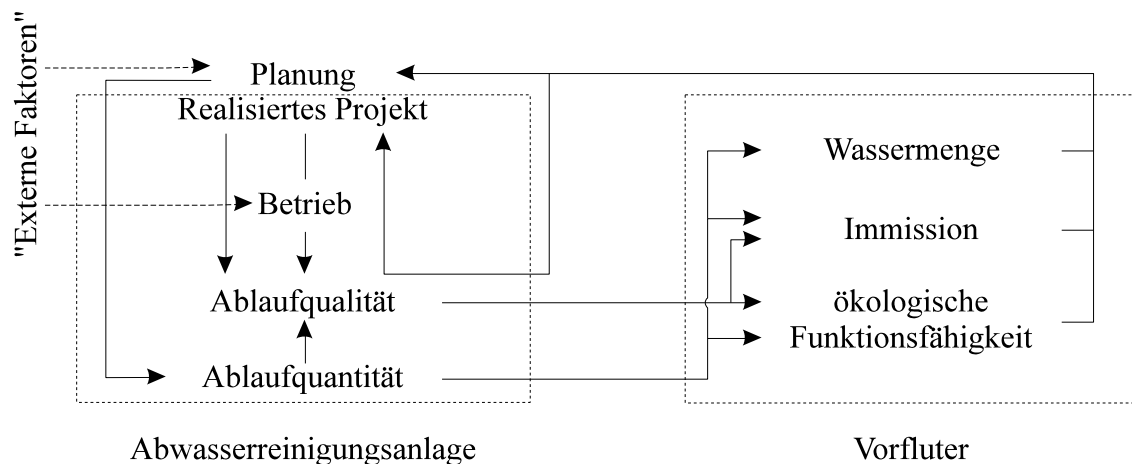


Abbildung 1: Wirkungsgefüge Abwasserreinigungsanlage - Gewässer

2.1 System Vorfluter

Über das Ökosystem „Gewässer“ wurden bereits ganze Bibliotheken geschrieben, weshalb sich hier die Charakterisierung dieser Komponente auf die für eine wasserrechtliche Bewilligung maßgeblichsten Kriterien beschränkt. Es sind dies die Wassermenge, die Immissionssituation und die ökologische Funktionsfähigkeit.

Diese drei Komponenten wurden aus folgenden Gründen gewählt:

Die *ökologische Funktionsfähigkeit* vereint als neuester Ansatzpunkt eine umfassende ökologische Beurteilung des Gewässers. Für die Untersuchung der maßgeblichen Faktoren wurde die ÖNORM M 6232 als Basis und Methodenzusammenstellung erlassen. Es werden hydrographische, hydraulische, physikalische, chemische, ökomorphologische, ökotoxikologische und biozönotische Parameter zur Charakterisierung herangezogen, die eine Fülle an Datenmaterial liefern und es erlauben, ein Gewässer sehr eingehend zu beschreiben. Eine Beurteilung von Wechselwirkungen und Auswirkungen auf die ökologische Funktionsfähigkeit wird deshalb aber auch eine sehr

umfangreiche zeit- und personalintensive Aufgabe darstellen, was immer wieder zu Kritik über die Handhabbarkeit der Beurteilungskriterien geführt hat. Im konkreten Fall wird deshalb bei der Beurteilung eine Auswahl der Kriterien stattfinden, die unter der gegebenen speziellen Situation relevant sind.

Die *Immissionsbetrachtung* beschränkt sich in der Regel auf die Beurteilung einiger wichtiger chemischer und physikalischer Parameter. Bei den regulativen Bestimmungen rund um die Gewässerimmission sind die Immissionsrichtlinie („Vorläufige Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern“ ImRL, 1987) und Immissionsverordnung („Allgemeine Immissionsverordnung Fließgewässer“ AImVF, Entwurf, Stand 8.94) maßgeblich, in denen der Mindestgütestandard für Fließgewässer festgelegt wird. Der Geltungsbereich der AImVF nimmt Fließgewässer, die einen natürlichen Abfluß $Q_{95} < 0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ oder ein kleineres hydrographisches Einzugsgebiet als 50 km^2 haben aus, sodaß für die Immissionsbeurteilung in der Praxis beide Regelungen herangezogen werden. Jedenfalls stellt die Immissionsbetrachtung verglichen mit der Bearbeitungstiefe der ökologischen Funktionsfähigkeit eine unschärfere Methodik dar und ist deshalb nicht immer unproblematisch, kann allerdings einfacher „in Zahlen“ ausgedrückt und verwaltungstechnisch einfacher gehandhabt werden. Die hier formulierten Grenzwerte für das Güteziel einer Gewässergüte II werden auf die saprobielle Wassergüte bezogen und resultieren aus den Untersuchungsergebnissen zahlreicher Fließgewässeruntersuchungen. Die in der AImVF getroffene Einteilung in Bergland- und Flachlandgewässern bzw. Karbonathärten nicht größer oder größer 143 mg/l Karbonathärte (berechnet als Calciumkarbonat - CaCO_3) für die Parameter 5 - 19 (Schwermetalle) liegen dabei den Grenzwerten zu Grunde. Der Gedanke zur Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit setzt auf die Immissionsparameter, erlaubt aber gleichzeitig eine flexiblere Auslegung, die ein Abweichen von der Gewässergüte II möglich macht. So können vom ökologischen Standpunkt nicht gerechtfertigte strenge Vorschriften relativiert - aber auch Verschärfungen verlangt werden, wenn die „natürliche Beschaffenheit“ eines Gewässers eine bessere Gewässergüteklasse ausweist (zB. Quellbäche).

Der Parameter *Wassermenge* charakterisiert die Wasserführung des Vorfluters. Üblicherweise wird hier der Q_{95} - Wert angegeben, der jenen Durchfluß angibt, der in einer mittleren Jahresdauerlinie an 347 Tagen erreicht oder überschritten wird. Dieser „einfache“ Parameter dient bei einem Vergleich mit dem Abfluß

einer Reinigungsanlage als erste Abschätzung der zu erwartenden Auswirkungen auf das empfangende Gewässer.

2.2 System Abwasserreinigungsanlage

Im Bereich der Abwasserreinigungsanlagen spielen zahlreiche Komponenten die Rolle wesentlicher Faktoren. Speziell die Rückkoppelungsmechanismen beim Betrieb einer Anlage stellen ein äußerst komplexes Wirkungsgefüge dar, da technische Rahmenelemente auf die Bedürfnisse eines biologischen Systems abgestimmt werden müssen, was ein wenig an einen Dressurakt erinnert. Ein Einengen der reinigenden Biologie wird von den Organismen mit einem weniger effizienten Abbau bestraft. Das Ziel von Abwasserreinigungsanlagen jeden Typs muß also sein, die Umweltbedingungen für die involvierten Organismen so zu optimieren, daß die Biozönose ein Minimum an Restverschmutzung hervorbringt und dies mit hoher Sicherheit beibehalten kann. Die größten Fortschritte in der Abwasserreinigung sind basierend auf neuen Erkenntnissen um die Bedürfnisse der Organismen und einer diesbezüglichen Adaptation und Verbesserung der begleitenden technischen Maßnahmen entstanden. Auf dieser Ebene der Reinigungstechnologien soll allerdings hier nicht näher eingegangen werden. Sie ist ein konkretes Realisat der Planung einer Anlage. Die *Planung und das realisierte Projekt* stellen den infrastrukturellen Rahmen für das System Abwasserreinigungsanlage dar. Sie bestimmen Kosten und die Effizienz der Abwasserreinigung.

Als weiterer, oft zu wenig berücksichtigter Faktor, stellt die Betriebsführung und das Störfallmanagement einer Anlage einen wesentlichen Einflußfaktor auf die Leistungsfähigkeit dar. Unter diesem Schlagwort wird auch der Aspekt der Wartung behandelt werden. Der Betrieb wirkt sich neben dem durch das Verfahren vorgegebenen Betriebsmechanismus durch Änderungen in der Betriebsweise, durch Betriebsstörungen und Betriebsfehler unmittelbar auf die Ablaufqualität aus.

Die Ablaufqualität und die Ablaufmenge sind die beiden Komponenten, die eine unmittelbare Auswirkung auf das Ökosystem Gewässer haben. In der Reglementierung stellen sie den zentralen Punkt dar. Über sie werden die Anforderung an die Reinigungsleistung vorgegeben und die Effizienz der Reinigung kontrolliert. Jedes Reinigungskonzept, das die Anforderungen an die Ablaufqualität gesichert erfüllen kann, sollte für eine Realisierung in Betracht

Ein weiteres Eindringen in das Wissen um die Zusammenhänge in der Gewässerökologie wird auch in Zukunft immer wieder die Punkte hervorkehren, bei denen die anthropogene Beeinflussung einen inakzeptablen Bereich erreicht. Die Forderungen des Gewässerschutzes müssen aber immer in einer Diskussion hinsichtlich ihrer Kosten für die Volkswirtschaft und ihre Nutzenseite für das Gewässer auf eine sinnvolle auch realisierbare Ebene gebracht werden. In Zukunft werden sich die an die Abwassertechnik gestellten Forderungen nicht mehr durch bessere Verfahrensweisen alleine realisieren lassen. Einerseits muß durch Stoffstromanalysen versucht werden, die vom Gewässer fernzuhaltenden Substanzen zu minimieren und schon vor den Abwasseranlagen abzufangen. Auf der anderen Seite werden eine Vielzahl von Substanzen nicht oder nicht ausschließlich über das Abwasser in die Gewässer eingetragen (diffuse Einträge). In Zukunft wird auch dieser Punkt vermehrt zu beachten sein.

Die Forderung an die Wissenschaft besteht deshalb in der Erfassung und Quantifizierung der Relevanz einer Substanz für den aquatischen Lebensraum, in der Erfassung der Art und Menge des Eintrags, der Analyse der Minimierungsmöglichkeiten und der Entwicklung von unbedenklichen Alternativen für den Ersatz dieser Substanz.

In der Praxis wird als erster Schritt der Planung die Feststellung des individuellen Gewässergüteziels stehen. Diese Ziele werden durch das WRG vorgegeben. Neben dem Immissionsprinzip und dem Erhalt der natürlichen Beschaffenheit bzw. ökologischen Funktionsfähigkeit eines Gewässers wird die Mindestanforderung für Einleitungen in ein Gewässer und damit auch an die Reinigungsleistung einer Abwasserreinigungsanlage durch die Emissionsverordnungen festgelegt. Dort wird unabhängig von der Gewässersituation das Vorsorgeprinzip für eine Minimierung der Gewässerbelastung festgehalten. Damit soll zB. verhindert werden, daß eine kleine Ortschaft an der Donau wegen der nicht zu erwartenden Beeinträchtigung des Vorfluters durch die Einleitung keine Abwasserbehandlung braucht. Die Mindestreinigungsleistung orientiert sich am „Stand der Technik“ und macht so immer wieder die Anpassung bestehender Anlagen notwendig. In der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung wird auch der vielzitierte Satz angeführt, wonach „die Abwässer zusammenhängender Siedlungsgebiete grundsätzlich in Kanalisationsanlagen gesammelt und in zentralen Kläranlagen gereinigt werden sollen“. Die Worte

„zusammenhängende Siedlungsgebiete“ und „zentrale“ Kläranlagen, welche die Basis der derzeitigen Diskussion darstellen, sind eng miteinander verknüpft und deshalb in einem Konnex zu sehen. Zusammenhängende Siedlungsgebiete können auch aus wenigen Einheiten bestehen, weshalb der Begriff „zentral“ nicht gleichzeitig auch „groß“ bedeutet.

Nach der Festlegung des Zielzustandes des empfangenden Gewässers erfolgt die Festlegung der daraus resultierenden Anforderungen an die Ablaufqualitäten, was unmittelbare Auswirkungen auf die Planung hat (in der Abbildung 1 durch einen vom Gewässer über die Ablaufqualität zur Planung weisende Pfeil dargestellt). Die dabei angestellten Überlegungen laufen über drei Betrachtungsebenen, die zueinander abgestuft eine praxisbezogene Vorgangsweise ermöglichen:

- Emissionsbetrachtungen
- Immissionsbetrachtungen
- Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit

Für die Festlegung der geforderten Reinigungsleistung ist als erstes der Vergleich zwischen Wassermenge des Vorfluters (Q_{95}) und dem konsensmäßigen Trockenwetterabfluß der Anlage ausschlaggebend. Ein Verdünnungsverhältnis kleiner 1:10 (Ablauf: Q_{95} ; entspricht etwa 45 EW/l/s Vorfluterabfluß bei einem Abwasseranfall von 200 l/EW/d bzw. 58 EW/l/s bei 150 l/EW/d) wird dabei gemeinhin dahingehend interpretiert, daß mit dem Reinigungsumfang im Sinne der Emissionsverordnung das Auslangen gefunden werden kann, ohne daß eine wesentliche Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit erwartet werden muß. Je ungünstiger dieses Verhältnis ist, desto mehr spielen die Aspekte der Immission eine Rolle. Daß diese Art der Berechnung bestenfalls eine erste Abschätzung sein kann und zu einem Dilemma führen kann, soll folgendes abstraktes Beispiel veranschaulichen:

Das Q_{95} eines Vorfluters liege bei 100 l/s. Der spezifische Abwasseranfall pro Einwohner betrage 150 l. Zwei abwassertechnisch zu entsorgende Einheit haben die Größe von je 5000 EW. Bei einer gemeinsamen Entsorgung in einer „zentralen“ Lösung ergibt die Verdünnungsrechnung ein Verhältnis von 1,7 : 10, also deutlich größer 1 : 10. Entsorgen die beiden Einheiten getrennt voneinander, so ergibt sich für die flußaufwärts gelegene Ortschaft ein Verdünnungsverhältnis von 0,86 : 10 und für die weiter unten gelegene Ortschaft ein Verhältnis von 0,79 : 10, beide Male also deutlich unter 1 : 10.

Dieses absichtlich extrem gewählte Beispiel soll verdeutlichen, daß die Verdünnungsrechnung alleine für eine Betrachtung nicht ausreicht. Dies gilt im speziellen für einen im Grenzbereich der Verdünnung angesiedelten Fall und wird besonders bei abflußschwachen Vorflutern auftreten.

Als nächste Stufe einer Beurteilung der Beeinträchtigung wird eine Immissionsbetrachtung angestellt. Dabei wird zusätzlich zu den Wassermengen die Immission des Vorfluters und die zu erwartende Emission der Reinigungsanlage in eine Verbindung zueinander gebracht. Ausgehend von einer durchschnittlichen Immission bei Güteklasse II (oder einer im speziellen Fall beobachteten Vorbelastung) wird über eine Frachtberechnung die bis zur Erreichung der in der ImRL oder AImVF festgelegten Immissionswerte eine durch die Einleitung zulässige Aufstockung der Parameter errechnet. Die errechneten Maximalwerte werden im Anschluß daran - im Falle einer Überprüfung des Reinigungszieles einer bestehenden Anlage - mit den tatsächlich beobachteten Emissionswerten oder - im Falle einer Neuplanung - mit den in der Emissionsverordnung angeführten Werten verglichen. Daraus ergeben sich die erforderlichen Reinigungsmaßnahmen: Kann mit dem Reinigungsumfang im Sinne der Emissionsverordnung das Auslangen gefunden werden, sind weitergehende Reinigungsmaßnahmen (nachgeschaltete Reinigungsstufe) erforderlich oder ist das empfangende Gewässer als Vorfluter ungeeignet.

Die Problematik einer Verdünnungs- bzw. Immissionsberechnung liegt darin, daß Q_{95} einen „unteren“ Wert darstellt, in den Emissions- und Immissionsverordnungen „obere“ Grenzwerte angegeben sind. Zusätzlich wird auf der Seite der Abwasserreinigungsanlage mit einem Bemessungswert gearbeitet, der ebenfalls einen „oberen“ Wert darstellt. Das Ergebnis einer derartigen Rechnung spiegelt also den Zustand eines „GAU“'s wider, der seitens des Gewässers an 19 Tagen im Jahr und gleichzeitigem Zusammenfall aller Extremsituationen eintritt, was aus praktischen Überlegungen nur sehr selten zutreffen kann. Werden in diese Rechnung tatsächlich gemessene Konzentrationen eingesetzt, sollte konsequenterweise die bei Q_{95} auftretende Konzentration verwendet werden, wodurch bei einer konstanten Vorbelastung auch aussagekräftigere Werte für die Befrachtung erhalten werden. Eine entsprechende Information dürfte allerdings nur selten zur Verfügung stehen und dann nur von einigen Beprobungsstellen jener Gewässer, die im Rahmen der Wassergüteerhebungsverordnung (WGEV, 1991) regelmäßig untersucht werden.

Die oben angeführten Verfahren sind „Vereinfachungen“ zur Beurteilung der Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit durch die Einleitung von gereinigtem Abwasser, die aufgrund der aus der Praxis gewonnenen Erfahrungswerte abgeleitet werden können, und so in vielen Fällen eine einfache und daher kostengünstige Beurteilung der Ausgangssituation zulassen. Zusammen mit dem Vorsorgeprinzip wird so in vielen Fällen eine Einhaltung des Gewässerschutzgedanken gewährleistet.

Die Problematik verschärft sich jedoch bei der Einleitung in Entsorgungsgebieten mit abflußschwachen Gewässern. Dies ist in der Regel in ländlichen Gebieten der Fall, sodaß die Betrachtungsebene des empfangenden Gewässers weiter vertieft werden muß. Die dafür notwendige Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit und deren potentielle Beeinträchtigung durch die Einleitung gereinigter Abwässer stellt eine kostenintensive Vorerhebung dar. Die Betrachtungen sollen sich dabei einerseits auf den Gewässerzustand und das Potential des Gewässers und andererseits darauf richten, ob durch das Ausschöpfen der Reinigungstechnologie eine Einleitung zulässig ist. Der zweite Punkt ist Inhalt eines kurz vor der Berichtlegung stehenden, von der NÖ-Landesregierung finanzierten Projekts des Inst. für Wassergüte der TU-Wien und dem Inst. für Wasservorsorge Abt. Hydrobiologie der BOKU Wien, dessen erste Auswertungsergebnisse in weitere Folge hier auch angeführt werden. Dabei soll ein Beitrag zu der weiter oben nach Wuhrmann gestellten Frage nach der Quantifizierung der Wechselwirkung zwischen Gewässerbelastung und Wirkung dieser Belastung auf Gewässer geleistet werden.

Der erste Punkt im Wirkungsgefüge Kläranlage - Gewässer ist also die Festlegung des Gewässergüteziels für die konkrete Situation einer geplanten Einleitung gereinigter Abwässer. Nach diesen Vorgaben und den nach dem Stand der Technik möglichen Reinigungsleistungen muß sich die Variantenplanung richten. Zusätzlich ist die richtige Erhebung von Bemessungsgrundlagen und die Annahme von realistischen Sicherheiten für die projektspezifische Planung einer Abwasserreinigungsanlage von eminenter Bedeutung (Kroiß, 1995). Diese für die Bemessung relevanten Einflußgrößen sind in der Abbildung 1 als „Externe Faktoren“ bezeichnet. Zu den „Externen Faktoren“ zählen auch strukturelle, politische und wirtschaftliche Einflußgrößen, die eine oft sehr starke Auswirkung auf die Planung und in weitere Folge Realisierung eines Projekts haben.

Abbaubare Stoffe

Liegt die Zulaufkonzentration eines abbaubaren Stoffes (biologisch oxidierbaren Stoffes) (z.B. Ammonium, abbaubare Kohlenstoffverbindungen) über der Gleichgewichtskonzentration, die sich entsprechend dem ungehemmten biologischen Abbau im Ablauf der Kläranlage einstellt, so ist für die Ablaufkonzentration des abbaubaren Stoffes die Zulaufkonzentration nicht maßgebend. Dies ergibt sich aus dem Zusammenhang zwischen Wachstumsrate (μ) (= reziprokes Schlammalter) und der Ablaufkonzentration eines abbaubaren Stoffes (S_e) nach der „Monod-Kurve“ (Abbildung. 2). (Der Abbau erfolgt unabhängig von der Zulaufkonzentration bis zu einer gemäß der Monod-Beziehung erreichbaren Konzentration)

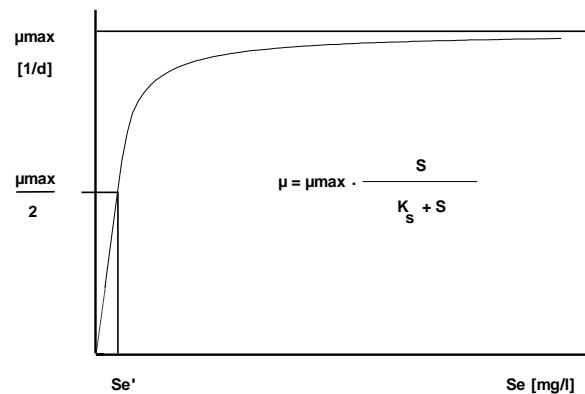


Abbildung 2: Beziehung zwischen Wachstumsrate μ und Substratkonzentration S_e , nach Monod

Bei gleicher Zulaufkraft steigt daher die Ablaufkraft eines abbaubaren Stoffes mit der Wassermenge (Fremdwassermenge) linear an, weil die Ablaufkonzentration (nach Monod) gleichbleibt.

Nicht oder nicht mehr weiter abbaubaren Stoffe

Bei einem nicht oder nicht mehr weiter abbaubaren Stoff sinkt dessen Ablaufkonzentration bei gleicher Fracht (Zulaufkraft bzw. Fracht der inerten organischen und anorganischen Produkte aus dem Abbauprozess der Belebtschlammorganismen) mit steigender Wassermenge. So führt ein höherer Fremdwasseranfall zu einer Verminderung der Konzentration an biologisch inerten Restverschmutzung (sog. Rest-CSB) im Ablauf der Kläranlage. Oder umgekehrt steigt die Konzentration der inerten Restverschmutzung bei sinkender Verdünnung durch das Fremdwasser.

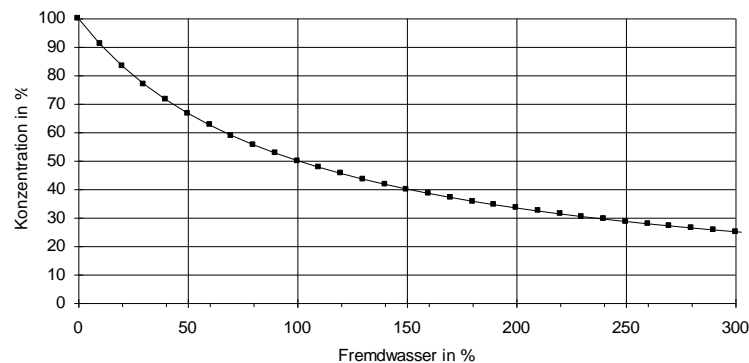


Abbildung 3: Rückgang der Konzentration eines nicht bzw. nicht weiter abbaubaren Abwasserinhaltsstoffes mit steigendem Fremdwasseranteil im Zulauf zur Kläranlage
100% entspricht der Konzentration bei 0% Fremdwasser

Die Verdünnung des Zulaufes durch Fremdwasser führt entsprechend der Monod-Beziehung auch dazu, daß schwer abbaubare Stoffe nicht abgebaut werden und die abbaubaren Stoffe (bezogen auf die Fracht) weniger weit abgebaut werden. Die erreichbare Ablaufkonzentration ist vom Schlammalter abhängig. Liegt jedoch die Zulaufkonzentration unter der Gleichgewichtskonzentration im Ablauf, so wird der Stoff nicht abgebaut.

Eine Überlagerung der Vorgänge, die bei steigendem Fremdwasseranteil für die abbaubaren und nicht abbaubaren Stoffe bereits erwähnt wurden, tritt bei der Phosphorentfernung durch chemische Fällung ein. Bei gleicher Ges-P Zulauffracht kommt es bei einer sich einstellenden Gleichgewichts-Ablaufkonzentration von $\text{PO}_4\text{-P}$ mit zunehmendem Fremdwasseranteil zu einem Anstieg der Ablauffracht, weil eine weitere Entfernung unter diese Konzentration bei gleicher Fällmitteldosierung nicht möglich ist. Die nicht fällbare P-Restkonzentration im Ablauf sinkt mit zunehmender Wassermenge entsprechend der Verdünnung, wobei die Ablauffracht gleichbleibt. Infolge des Anstiegs fällbaren Phosphats mit der Wassermenge (Verhalten wie oben - „abbaubare Stoffe“), steigt letztendlich die P-Ablauffracht ($\text{PO}_4\text{-P}$ + nicht fällbarer P) linear mit der Fremdwassermenge an (Abbildung 5). Die Folge ist ein verminderter Entfernungswirkungsgrad (Abbildung 4).

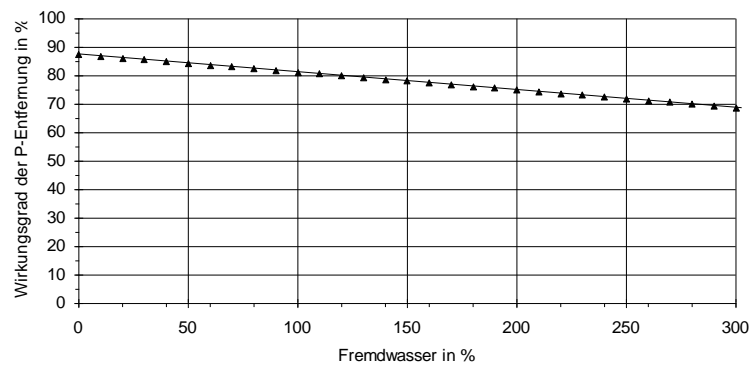


Abbildung 4 Lineare Abnahme des Wirkungsgrades der Phosphorentfernung mit steigendem Fremdwasseranteil

rechnerische Annahmen:

- β -Wert = konstant
- Zulaufkonzentration ohne Fremdwasser 8 mg Ges-P/l
(1,6 g P/EW/d, 200 l/EW/d)
- Ablaufkonzentration unter Gleichgewichtsbedingungen 0,5 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$
Nicht fällbare Restkonzentration im Ablauf ohne Fremdwasser
0,5 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$

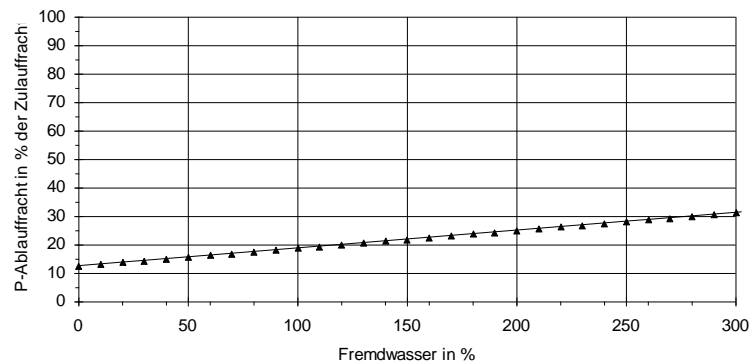
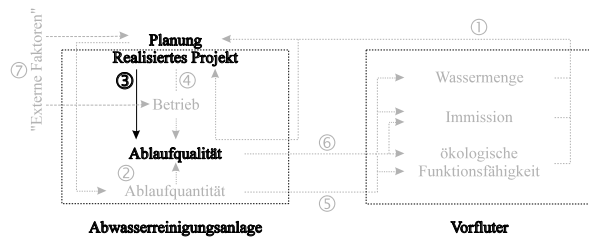


Abbildung 5: Zunahme der Phosphorfracht im Ablauf der Kläranlage mit steigendem Fremdwasseranteil

③ Planung / realisiertes Projekt ⇌ Ablaufqualität



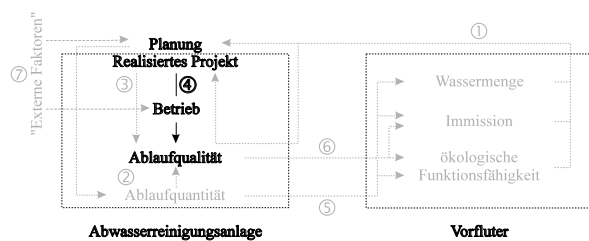
Eine unmittelbare Beeinflussung der Ablaufqualität ergibt sich aus der Wahl des Verfahrenskonzepts und aus der Bemessung der Anlagen. Dabei kann, wie die Erfahrung zeigt, davon ausgegangen werden, daß die Bemessung einer Kläranlage auf eine ganzjährig gesicherte Nitrifikation automatisch einen weitgehenden Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen mit sich bringt. Im Ablauf solcherart bemessener Anlagen werden nur mehr reaktionsträge bzw. schwer abbaubare Stoffe zu finden sein.

Unabhängig vom Verfahrenskonzept hängt die Effizienz der Planung in Hinblick auf die Ablaufqualität von der Verlässlichkeit und Vollständigkeit der Eingangsparameter für die Bemessung ab, wobei auch zukünftige Entwicklungen in der lokalen Belastungssituation zu berücksichtigen sind. Detaillierte Abhandlungen zum Thema „Bemessung“ finden sich unter anderem im Band 110 der Wiener Mitteilungen, bei Kroiß (1990), Kayser (1992) und in den entsprechenden Arbeitsblättern der ATV sowie den einschlägigen ÖNORMen.

Einen Vergleich der Leistungsfähigkeit verschiedener Verfahrenskonzepte findet sich in der Literatur immer wieder (ua. ATV-FA 5.4 1991, Begert 1985, Börner 1994, Bucksteeg 1987, Fleckseder 1982, Zerres 1993). Die rasante technische Weiterentwicklung, die speziell auf dem Gebiet der Kleinkläranlagen immer mehr neue Verfahren auf den Markt bringt, gestaltet den Vergleich aktueller Systeme jedoch sehr schwierig, zumal für eben diese neuen Systeme noch keine oder zu wenige Vergleichsdaten zur Verfügung stehen, die eine statistische Auswertung der Betriebsergebnisse zulassen.

Neben der potentiellen Leistungsfähigkeit eines Reinigungsverfahrens stellt dessen Bemessung ein zentrales Kriterium für die Reinigungsleistung dar. Falsche Bemessungen können trotz Anwendung eines potenten Verfahrens zu einer schlechten Ablaufqualität führen, es liegt also auch beim Planer durch eine umsichtige und fundierte Bemessung „das Beste aus dem Verfahren zu holen“.

④ Planung / realisiertes Projekt ⇌ Betrieb ⇌ Ablaufqualität



Neben der Verfahrenstechnik und den dafür errichteten Bauwerken entscheidet letztendlich die Betriebsführung und die Betriebssicherheit über die Ablaufqualität einer Kläranlage. Planmäßige Betriebsänderungen und Außerbetriebnahmen, Ausfälle von Aggregaten und zulaufbedingte Ereignisse, aber auch „Betriebsfehler“ im Routinebetrieb können das Reinigungsergebnis wesentlich beeinflussen.

Für die Ermittlung der Reinigungsleistung in Hinblick auf die Einhaltung bestimmter Grenzwerte oder Wirkungsgrade ist eine Unterscheidung zwischen diesen einzelnen Faktoren von untergeordneter Rolle, sie stellt in erster Linie ein Beurteilungskriterium für die gesetzten Maßnahmen bei der Betriebsoptimierung dar. Da im Betrieb einer Abwasserreinigungsanlage die oben genannten Probleme selten isoliert voneinander auftreten, ist die getrennte Bewertung der einzelnen Ereignisse und deren Auswirkungen auf den Ablauf oftmals schwierig. Anhand der gezeigten Auswahl an beeinflussenden Betriebsfaktoren, die wahrscheinlich auf jede Anlage zutreffen wird, ist aber deutlich die Auswirkung der Betriebsführung auf die Ablaufqualität erkennbar.

Basierend auf der Auswertungen des Betriebstagebuches und den Zulauf- und Ablaufanalysen konnten durch die eingehende Beobachtung der im Routinebetrieb befindlichen Kläranlage Mödling (Franz, 1995) für den Zeitraum März 1992 bis August 1994 eine Reihe von wesentlichen betrieblichen Einflußfaktoren ermittelt werden. Generell konnten die größten Beeinträchtigungen der Ablaufqualität korreliert werden mit:

- Ausfällen in der Elektronik
- zu geringer Überwachung des Betriebes der Anlage während der Durchführung von Servicearbeiten.

Veränderung der Betriebsweise

Belüftungsregelung

- Sauerstoffgehalt (Sollwert an der Sonde zwischen 0,4-1 mg/l)
- die Einschaltfolge der Rotoren, welche die Ausbildung von anoxischen Bedingungen im Einlaufbereich jedes der beiden Belebungsbecken ermöglichte, führte bei gleicher Belastung und vollständiger Nitrifikation zu den geringsten Nitratlaufwerten.

Überschußschlammabzug

- Probleme bei der Schlammentwässerung führten zu z.T. hohen TS-Gehalten in der Belebung und in weiterer Folge bei hohem Mischwasserzufluß zu Problemen in der Nachklärung.

Ein vermindertes Rücklaufverhältnis

führte zu einer längeren Aufenthaltszeit des Belebtschlammes im Nachklärbecken - verbesserte Eindickung des Rücklaufschlammes, zusätzliche Denitrifikation, aber auch zu Phosphorrücklösung

Fällung (Eisenmenge, Zugabestelle)

bei Zugabe von FeCl_3 in den Ablauf des Belebungsbeckens II wurde nach wenigen Tagen $\text{Ges-P} \leq 1 \text{ mg/l}$ erreicht.

Planmäßige Außerbetriebnahmen

- Die Außerbetriebnahme eines Belebungsbeckens in den Sommermonaten und auch eines der drei Nachklärbecken führte wegen sehr reichlicher ... Bemessung zu keiner wesentlichen Beeinträchtigung der Ablaufqualität.
- Die Außerbetriebnahme des Anaerobbeckens I sowie der Betrieb der internen Belebtschlammrückführung führten zu einer Verschlechterung der biologischen P-Entfernung.

Betriebsstörungen

Ausfall von

- Belüftungsrotoren (Rotorbruch)
- RS-Schnecke (RS \Rightarrow AN I)

MÜSE (mechanische Überschußschlammentwässerung) Analysengeräten

Stromausfall

(Ausfall der Belüftung - Auswirkungen auf die Nachklärung durch vermehrte hydraulische Belastung beim erneuten Einschalten der Belüftung).

„Betriebsfehler“

Dieser meist schwierig zu erhebende Punkt konnte nur aufgrund der fast lückenlosen und genauen Aufzeichnungen des Betriebstagebuches erfolgen.

Servicearbeiten an den Sauerstoffsonden

Ausschalten der automatischen Belüftungssteuerung
(18. Oktober 1992, Abbildung 6)

zu geringe Eintauchtiefe der Rotoren

(10.-12. April 1992, Abbildung 7)

Analysenfehler bei der Ammonium- und Nitratbestimmung

Reaktion auf Störmeldungen des Prozeßleitsystems in kritischen Situationen

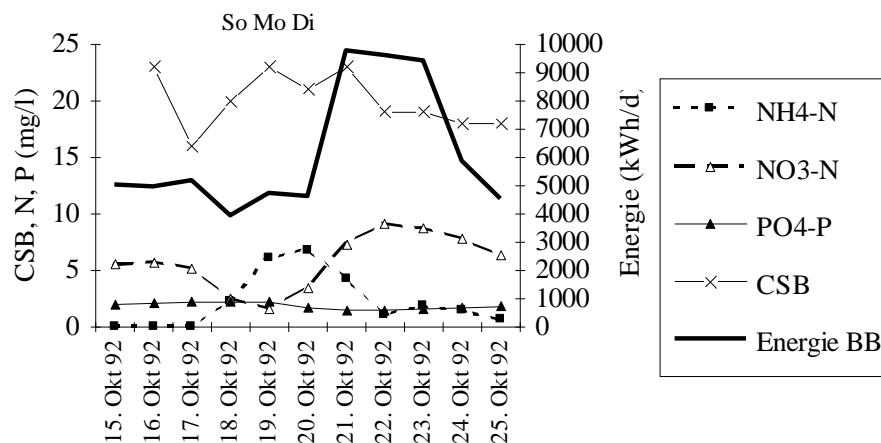


Abbildung 6 : Umstellung der automatischen Belüftungsregelung
bei Reparatur einer defekten Sauerstoffsonde

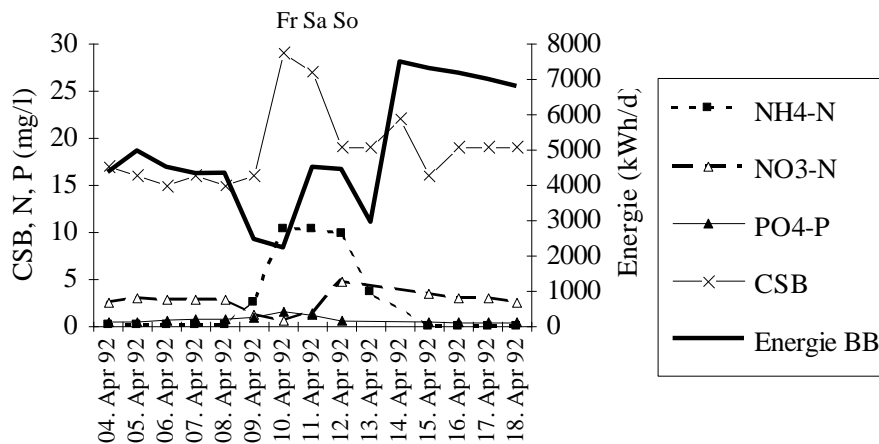


Abbildung 7 : Auswirkungen einer zu geringen Sauerstoffzufuhr
zufolge einer zu geringen Eintauchtiefe der Rotoren

Konzentrationsganglinien der Ablaufwerte (1992 - 1994)

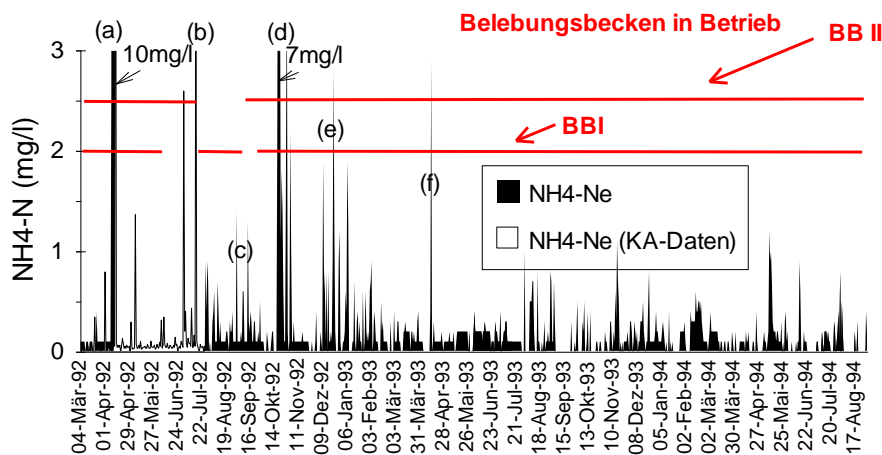


Abbildung 8 : Ammonium Ablaufkonzentrationen

Legende zu Abbildung 8

- (a) Sauerstoffunterversorgung durch zu geringe Eintauchtiefe der Rotoren
- (b) kurzfristige parallele Beschickung der beiden Belebungsbecken im Zuge der Außerbetriebnahme des Belebungsbeckens II
- (c) Reduktion der Belüftung aufgrund eines falsch analysierten Nitratlaufwertes
- (d) Reparatur einer defekten Sauerstoffsonde - glz. kurzfristige starke Erhöhung der Zulaufkraft (t_{TS} ca. 22d, TS-BB ca. 4 g/l).
- (e) Außerbetriebnahme des Belebungsbeckens I wegen eines Rotortausches
- (f) Reduktion der Belüftung, Defekt der Nitrat-online-Messung wurde vermutet.

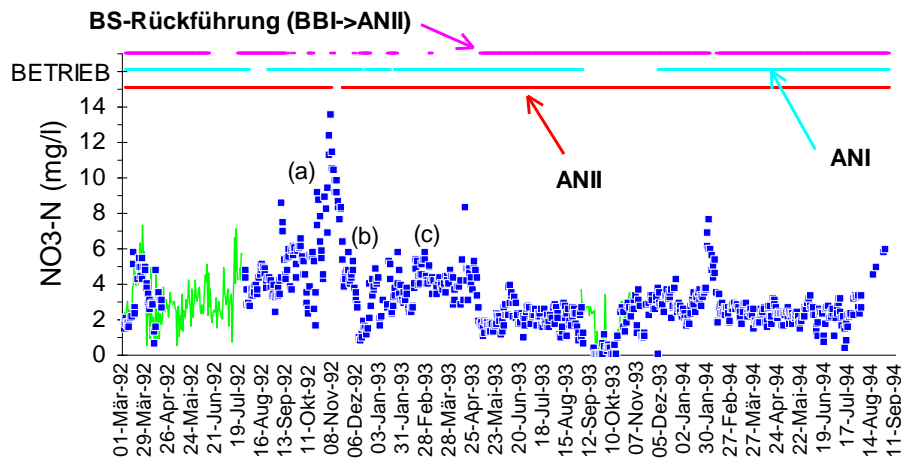


Abbildung 9 : Nitrat-Ablaufkonzentrationen 1992-1994

Legende zu Abbildung 9 :

- (a) zu starke Belüftung in Anschluß an ein Sauerstoffunterversorgung
- (b) Umstellung der Einschaltfolge der Rotoren
- (c) Veränderung der Belüftungsregelung

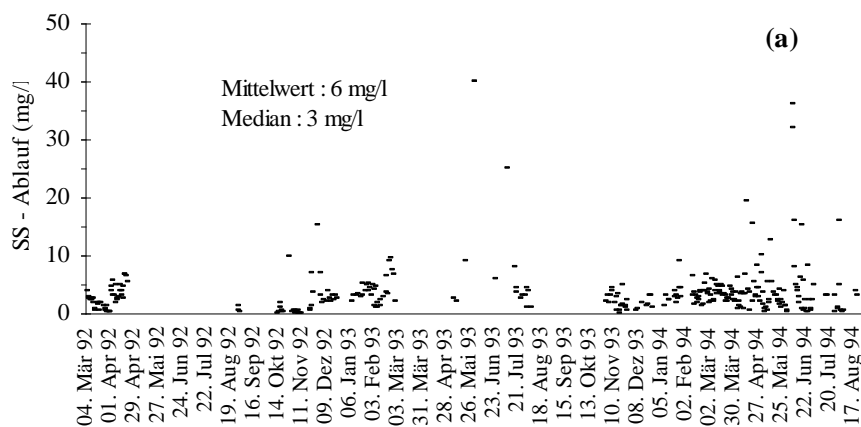


Abbildung 10 : Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf 1992-1994

Legende Abbildung 10

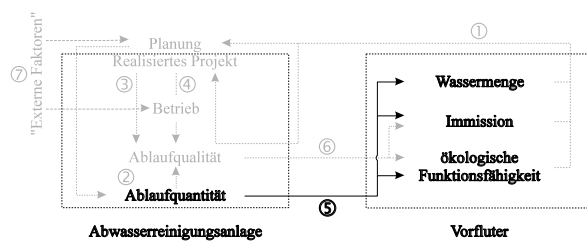
- (a) Ungleichmäßige Beschickung der Nachklärbecken durch einen Defekt in der Wehrstellung. Es handelt sich dabei um 2 zu unterschiedlichen Zeitpunkten aufgetretenen Phänomene, die einmal über den CSB/TOC und einmal über die SS dokumentiert sind - die jeweils korrespondierenden Analysenwerte fehlen.

Diese Beispiele verdeutlichen die Wichtigkeit eines ordnungsgemäßen Betriebs für das Einhalten der Ablaufparameter. Durch eine regelmäßige Eigenkontrolle

zB. des Ammoniums im Ablauf können frühzeitig Störungen erkannt und Gegenmaßnahmen eingeleitet werden. Die Optimierung des Betriebs fordert von den Klärwärtern genaueste Kenntnisse über die Funktionsweise ihrer Anlage und fundierte Kenntnisse um die Zusammenhänge in der Abwasserreinigung. In Hinblick darauf ist die vor allem bei kleinen Anlagen häufige gängige Praxis, daß ein Gemeindearbeiter „nebenbei auch“ Klärwärter ist zu überdenken. Eine noch so gut geplante Anlage kann nur so gut funktionieren, wie sie betrieben und gewartet wird. Umgekehrt zeigt die Praxis, daß auch grundsätzlich leistungsschwächere Anlagen durch die Spitzfindigkeit und das Geschick engagierter Klärwärter soweit adaptiert werden können, daß sie eine sehr gute Reinigungsleistung erbringen. Auch einem hervorragend bemessenes Projekt kann erst durch die Optimierung der Betriebsbedingungen der letzte Schliff verliehen werden. Der Berufsstand des Klärwärters wird in Zukunft vermehrt Bedeutung für den Gewässerschutz gewinnen. Dieser Entwicklung wird bereits heute durch eine fundierte Ausbildungsmöglichkeit Rechnung getragen. Zum effizienten Einsatz dieses Wissens muß der Klärwärter aber auch von bereichsfremden Tätigkeiten freigespielt werden, sodaß er sich völlig seiner Aufgabe im Sinne des Gewässerschutzes widmen kann. Diese Forderung ist bei großen Anlagen (>5000 EW) relativ leicht einzuhalten, bei den Kleinanlagen muß die Sicherheit des Gewässerschutzes anders erreicht werden. (Spatzierer, 1996) Der Führung einer Kläranlage kommt eine ebenso zentrale Bedeutung zu, wie der Bemessung und der Auslegung.

Neben der Betreuung durch fachkundliches Personal bedarf die Anlage auch einer permanenten Wartung. Besonders bei kleineren Anlagen, die oft „sich selbst überlassen“ werden, fällt diese Komponente sehr ins Gewicht. Verschiedene Untersuchungen ergeben, daß bei etwa 65% aller Anlagen, welche die erwarteten Reinigungsleistungen nicht erreichen, Betriebs- und Wartungsmängel der Grund sind, bei etwa 31% eine falsche Auslegung (starke Überlastung, krasse Unterlastung) und beim Rest bauliche Mängel ausschlaggebend sind. Dies bedeutet für Anlagen, die mit keiner permanenten Betreuung ausgestattet sind, daß besonders in Bereichen mit niederen Frachten (kleine Kläranlagen) Anlagentypen gewählt werden müssen, die bei einem Minimum an Wartungsaufwand das dem Entwurf zugrundeliegende Reinigungsergebnis erbringen. Eine regelmäßige Wartung durch Fachpersonal muß auf jeden Fall gesichert sein.

⑤ Ablaufquantität → Vorfluter



Die Menge des in den Vorfluter eingeleiteten Ablaufes führt zu einer entsprechenden Erhöhung des Niederwasserabflusses (Q_{95}) im Gewässer. Spielt dies bei einem hohen Abfluß des Vorfluters keine Rolle, gewinnt diese Komponente bei geringeren Werten zunehmend an Bedeutung. Den Extremfall stellt die Einleitung in ein trockenfallendes Gerinne dar. Eine Einleitung wäre dann als positiv zu beurteilen, wenn sie dazu dient, aquatische Lebensräume in einer durch anthropogene Nutzung weitgehend entwässerten Landschaft zu erhalten oder den natürlichen Gewässerzustand wieder herzustellen. Handelt es sich jedoch um ein periodisch trockenfallendes Gerinne, das aufgrund seines natürlichen Zustandes nicht regelmäßig Wasser führt (nur während der Schneeschmelze Oberflächenwasser führende Bäche) und deshalb eine speziell adaptierte Biozönose beherbergt, so ist eine Einleitung selbst best gereinigter Abwässer nicht zulässig.

Bereits im Punkt ② wurde auf den Einfluß des Fremdwasseranteil in einer Kläranlage auf die Ablaufqualität eingegangen. Entsprechende Aussagen über den Fremdwassereinfluß können nun auch über die Beeinflussung der Gewässerimmission durch die Ablaufmenge getätigt werden. In weiterer Folge soll auf die Veränderung der Konzentrationen und Frachten von eingeleiteten Stoffen im Vorfluter durch Verdünnung eingegangen werden.

Bei der Einleitung von Abwasser in einen Vorfluter ist zu unterscheiden zwischen

- der unmittelbaren Wirkung und den Folgen der Einleitung auf den Vorfluter (Primärverschmutzung, Eutrophierung) und
- hinsichtlich der Konzentrations- und Frachtveränderungen im Vorfluter unterhalb der Einleitungsstelle in Abhängigkeit der verschiedenen Abwasserinhaltsstoffe und der Verdünnung durch den Vorfluter.

In den folgenden Ausführungen werden wieder die verschiedenen Abwasserinhaltsstoffe nach deren Verhalten bezüglich Konzentrations- und Frachtveränderungen - unabhängig von derer Wirkung - im Vorfluter dargestellt:

Nicht oder nicht weiter abbaubare Stoffe

- Einleitung mit Mischwassereinfluß (verminderte Konzentrationen an Schmutzstoffen mit steigender Wassermenge bei gleichen einwohnerwertspezifischen Frachten)
- Toxische Stoffe (im z.B. Rohabwasser oder im Ablauf von Kläranlagen, wenn die Stoffe biologisch nicht abbaubar sind)
- Gelöster Rest-CSB im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage z.B. als DOC (Abbildung 14)
- Nicht fällbare P-Restkonzentration im Ablauf der Abwasserreinigungsanlage

Verhalten der Emission hinsichtlich Konzentration und Fracht:

Die eingeleitete Konzentration sinkt mit zunehmender Wassermenge, die in den Vorfluter eingeleitet wird, die eingeleitete Fracht bleibt gleich.

Änderung der Konzentration / Fracht unterhalb der Einleitungsstelle im Vorfluter:

Die Einleitung von gleichen Stoff-Frachten führt je nach Fremdwasseranteil des Ablaufs und Vorbelastung des Vorfluters zu einer unterschiedlichen Konzentrationsänderung der Stoffe unterhalb der Einleitungsstelle. Hohe Fremdwasseranteile mit geringer Konzentration und eine angenommene konstante Wassermenge des Vorfluters bewirken eine geringere Konzentration im Vorfluter. Bei sinkendem Fremdwasseranteil steigen die Konzentrationen. Bei weiterhin konstant angenommener Wassermenge des Vorfluters steigen somit auch die Konzentrationen im Vorfluter - vorausgesetzt, die Konzentrationen im Ablauf sind größer als im Vorfluter. Die Höhe der Konzentration und der Fracht im Vorfluter unterhalb der Einleitungsstelle werden durch die Vorbelastung des Vorfluters, d.h. durch die Schmutzfracht im Vorfluter vor der Einleitung bestimmt. Anders ausgedrückt bedeutet dies, daß mit steigender Konzentration bei abnehmender Wassermenge, die in den Vorfluter eingeleitet wird, die Konzentrationen der Stoffe im Vorfluter unterhalb der Einleitung ansteigen.

Ab- bzw. umgebaute Stoffe

Die zweite Gruppe umfaßt Stoffe, deren Konzentration im Ablauf der Kläranlage einer Gleichgewichtseinstellung durch den biologischen Abbau in der Anlage nach MONOD unterliegen (z.B. Ammonium).

Verhalten der Emission hinsichtlich Konzentration und Fracht bei Fremdwasser:

Die Konzentration des eingeleiteten Abwassers bleibt gleich und die Fracht steigt mit der emittierten Wassermenge an.

Veränderung der Konzentration und Fracht unterhalb der Einleitungsstelle im Vorfluter bei Fremdwassereinfluß:

Wird biologisch gereinigtes Abwasser eingeleitet, so steigt (bei nach MONOD abgebauten Stoffen) mit steigendem Fremdwasseranteilauch die eingeleitete Fracht an.

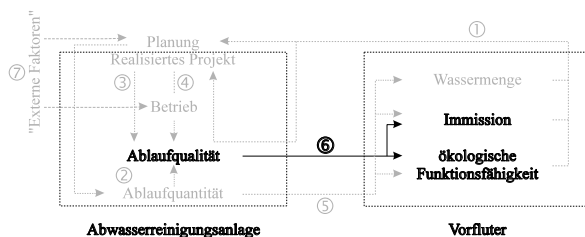
Die Fracht im Vorfluter unterhalb der Einleitungsstelle sinkt bei zunehmender Verdünnung durch den Vorfluter und bei Reduktion des Fremdwasseranteils im Zulauf zur Kläranlage. Die Höhe der Schmutzfracht im Vorfluter oberhalb der Einleitungsstelle bestimmt die Höhe der Konzentration und Fracht unterhalb der Einleitung mit.

Zusammenfassung des Einflusses von Fremdwasser in der Kläranlage auf den Vorfluter

- Die Reduktion von Fremdwasser im Zulauf zu einer Kläranlage führt z.B. beim Rest-CSB (nichtweiter abbaubarer CSB) durch den fehlenden Verdünnungseffekt des Fremdwassers zu einem Konzentrationsanstieg im Vorfluter.
- Bei biologisch noch abbaubaren Stoffen (Ammonium, Nitrat) führt die Reduktion von Fremdwasser - je nach Vorfluterbelastung - zu einem Anstieg/einer Abnahme/Gleichbleiben der Konzentration im Vorfluter, aber in jedem Fall zu einer Frachtverminderung im Vorfluter.
- Bei der Einleitung von abbaubaren organischen Stoffen (Rohabwasser) in den Vorfluter besteht die Möglichkeit der Frachtreduktion im Vorfluter nur in der möglichst weitgehenden Vermeidung der Einleitung !

Wird der Einfluß des Fremdwassers ausgeklammert, so nimmt die Ablaufmenge über die abgeleitete Fracht Einfluß auf das Gewässer. Neben dieser immissionseitigen Beeinflussung kann sich die Quantität aber auch auf die Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit auswirken, indem das natürliche Abflußgeschehen beeinflusst wird.

⑥ Ablaufqualität ⇌ Vorfluter



Den zentralen Punkt in der Wechselwirkung zwischen Abwasserreinigungsanlage und Vorfluter stellen neben den Frachten zweifellos die Konzentrationen der Abwasserinhaltsstoffe dar. Sie werden in der Emissionsverordnung und den wasserrechtlichen Bescheiden geregelt und vorgeschrieben. Die Größe der Werte richtet sich nach dem Wissen um die gewässerökologische Relevanz der einzelnen Parameter und dem Stand der Technik. Eine detaillierte Zusammenstellung der Auswirkungen dieser Parameter auf die Gewässer findet sich ua. bei Deutsch, Fleckseder (1995).

An dieser Stelle sollen vorläufige Ergebnisse des bereits angesprochenen Projekts präsentiert werden, in dem die Veränderung dieser Parameter über die Fließstrecke untersucht wurden. Anhand einiger ausgewählter Parameter soll das Verhalten eines Kläranlagenablaufs als Gewässer dargestellt werden. Die untersuchte Situation bietet sich für diese Fragestellung insofern an, als der Kläranlagenablauf zu 90% (bezogen auf die Niederwasserführung) das Immissionsgeschehen prägt.

Der Vorfluter weist ein Q_{95} von 30l/s auf und mündet etwa 5 km nach der Einleitung des Kläranlagenablaufes ohne weitere Speisungen aus Oberflächenwasser in einen größeren Fluß. Die Probenstellen liegen 0,1; 0,75; 2,5; 3,8; 4,6; 4,8; 5; 5,9 und 6,9 km von der Mündung entfernt. Der ARA-Ablauf mündet bei km 4,8. Die Beprobung erfolge über einen Zeitraum von 2 Jahren im Abstand von etwa 2 Monaten und bei extremen Umweltbedingungen wie Starkregen, extremer Trockenheit und Schneeschmelze, sodaß das erhaltene

Datenmaterial für eine Reihe von speziellen Aussagen herangezogen werden kann. Neben den chemisch / physikalischen Parametern wurden auch biologische, ökomorphologische und ökotoxikologische Untersuchungen durchgeführt, die in die Beurteilung eingehen.

Sauerstoff

Abbildung 11 zeigt die Entwicklung der Sauerstoffsättigung in der fließenden Welle. Oberhalb der Einleitung kommt es infolge starker anthropogener Einflüsse zu einer Sauerstoffzehrung. Der Kläranlagenablauf selbst weist eine vergleichsweise niedrigen auf. Die im Durchschnitt bei etwa 70% liegende Sättigung wird durch turbulente Abstürze des Ablaufs über ein Wehr erreicht. Dieser niedrige Wert beruhen hier also nicht auf einer Sauerstoffzehrung sondern auf technische Gegebenheiten zur Wiederbelüftung des sauerstoffarmen Ablaufs. Nach der vollständigen Durchmischung des Ablaufes im Gewässer erreicht die Sauerstoffkonzentration sofort die in der Immissionsverordnung geforderten 80% des Sättigungswertes und steigt etwa 1km unterhalb der Einleitung auf 87% an. Deutlich zu sehen ist auch die biogene Belüftung, die im Frühjahr vor dem Austreiben des Gehölzsaumes auf Grund der fehlenden Beschattung auftritt.

Umgekehrt finden sich an Regentagen mit ausgeprägten Abschwemmungen aus den umliegenden Feldern und der Einleitung aus Regenüberläufen die geringsten Sauerstoffkonzentrationen. Betrachtet man alleine den ersten Kilometer der Fließstrecke nach der Einleitung, so ist mit Ausnahme eines Starkregenereignisses überall eine deutliche Anreicherung mit Sauerstoff zu beobachten. Die für die Anreicherung bis zur völligen Sättigung notwendige Fließstrecke läßt sich über billig zu errichtende Belüftungsschwellen problemlos reduzieren, sodaß auch in Gewässern mit geringen Turbulenzen und Sauerstoffeintragungswerten keine diesbezügliche Beeinträchtigung stattfindet.

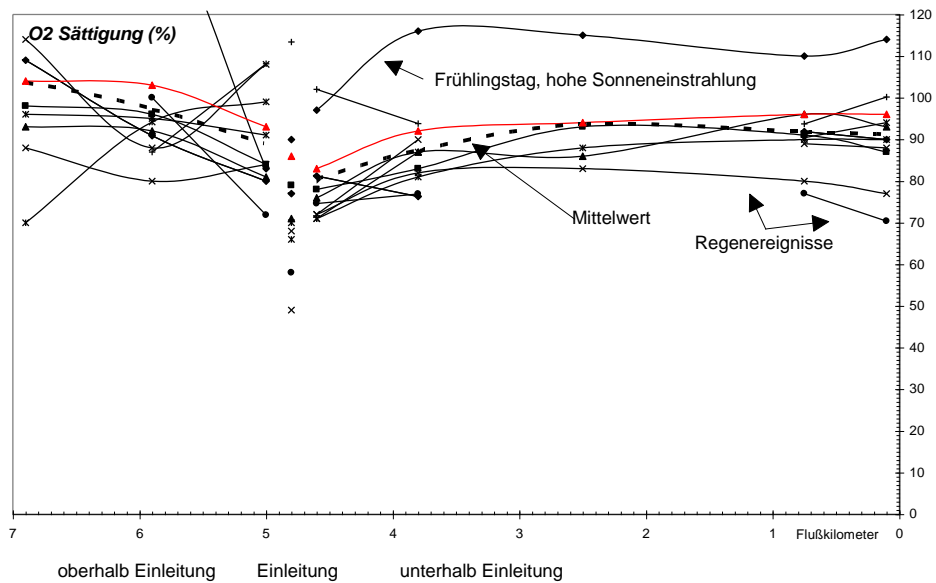


Abbildung 11: Entwicklung der Sauerstoffkonzentration entlang der Fließstrecke in % Sättigung

Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit stellt sowohl einen einfach zu handhabenden, als auch sehr aussagekräftigen Parameter dar. Einerseits kann über den Nachweis des Eintrags von „Salzen“ die anthropogene Belastung und andererseits die Verdünnung durch Niederschlags-, oder Grundwasser zuverlässig nachgewiesen werden.

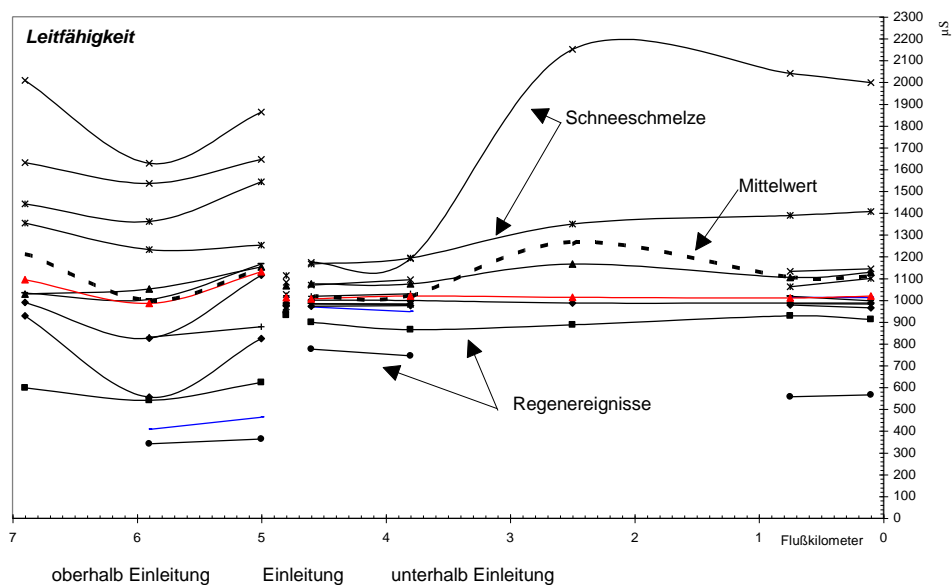


Abbildung 12: Entwicklung der Leitfähigkeit entlang der Fließstrecke in $\mu\text{S}/\text{cm}$ (25°C)

Die hohen Werte treten im Winter bei Schneeschmelze auf, wenn Auftausalz in den Vorfluter gelangt. Der übermäßige Anstieg bei km 2,8 ist darauf zurückzuführen, daß an dieser Stelle der in diesem Winter im Ortsgebiet angefallene Schnee über den Vorfluter entsorgt wurde. Die Einflüsse von Schneeschmelze und Regen sind oberhalb der Einleitung besonders deutlich zu sehen und werden von den über alle Situationen sehr konstanten Wert im Anlagenablauf geglättet.

CSB

Umgekehrt zur Leitfähigkeit verhält sich der CSB. Durch die Abschwemmungen liegt er bei Regenereignissen deutlich über den Trockenwetterzeiten. Die Schneeschmelze bringt dagegen keine Konzentrationsänderung mit sich, obgleich bei erhöhter Wasserführung die Fracht ansteigt.

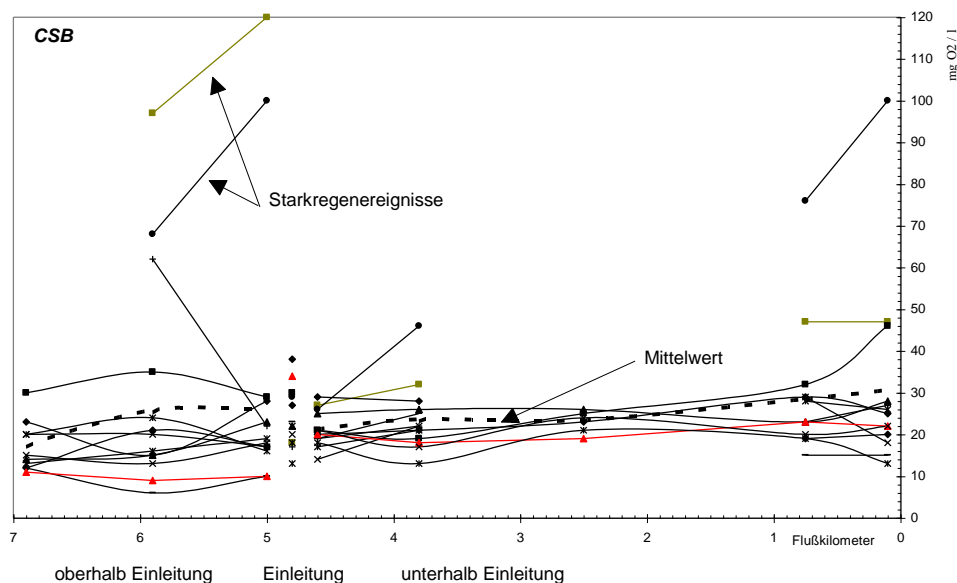


Abbildung 13: Entwicklung der CSB-Konzentration entlang der Fließstrecke

BSB₅

Der BSB zeigt das selbe Bild wie der CSB. Bis auf die beiden Starkregenereignisse kann vom Kläranlagenablauf ein Wert von unter 4 mgO₂/l eingehalten werden. Der höchste Wert von 11 mgO₂/l tritt bei einem Starkregen und einem SS Gehalt von über 600mg/l auf. Der Abbau über die Fließstrecke ist vernachlässigbar gering.

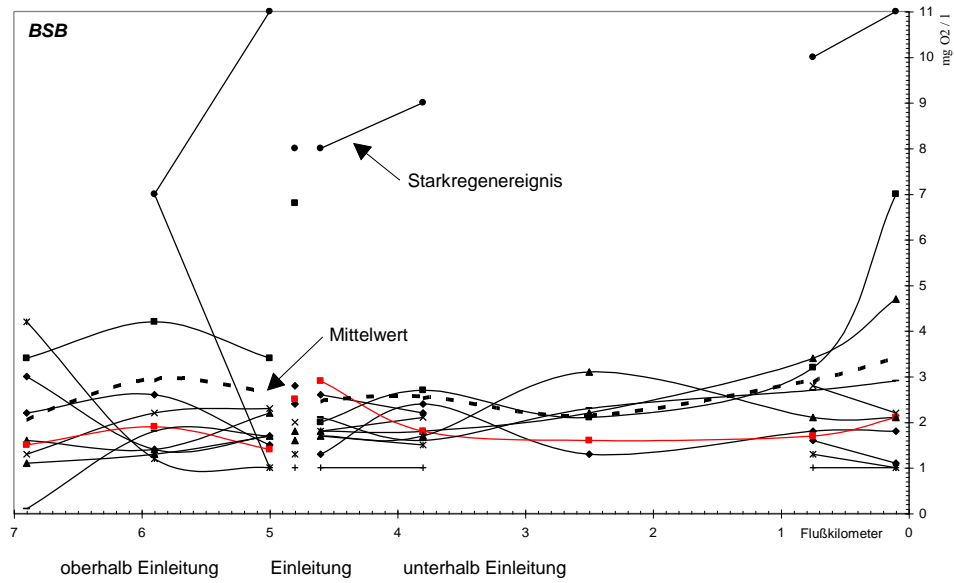


Abbildung 14: Entwicklung der BSB₅-Konzentration entlang der Fließstrecke

Phosphor (gelöste Fraktion der Gesamt-Phosphors)

Obwohl der Vorfluter oberhalb der Einleitung anthropogen deutlich beeinträchtigt ist, liegen seine P-Werte deutlich unter den Werten des Ablaufs. Zwar ist bei Regenereignissen ein leichter Anstieg zu bemerken, die P-Ablaufkonzentrationen liegen aber immer noch weit darüber.

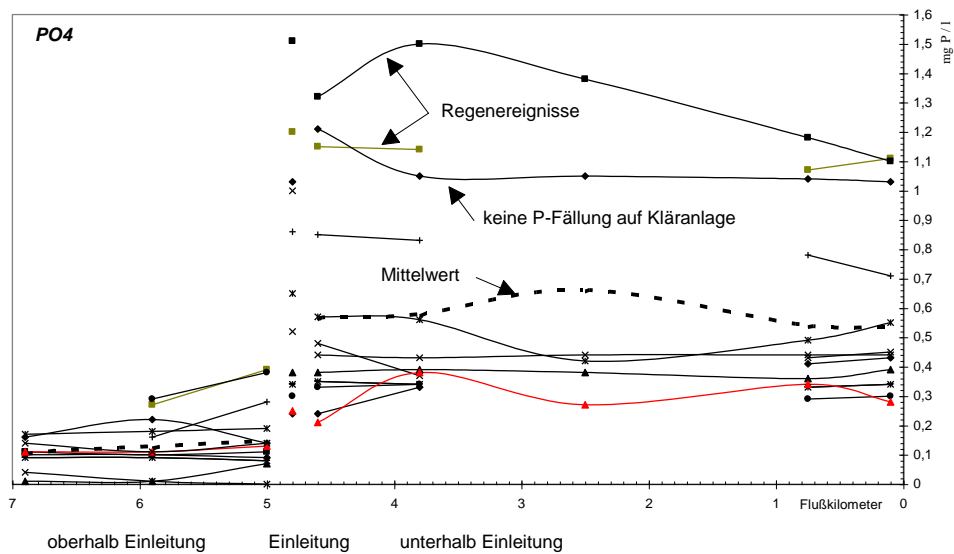


Abbildung 15: Entwicklung der PO₄-P Konzentration entlang der Fließstrecke

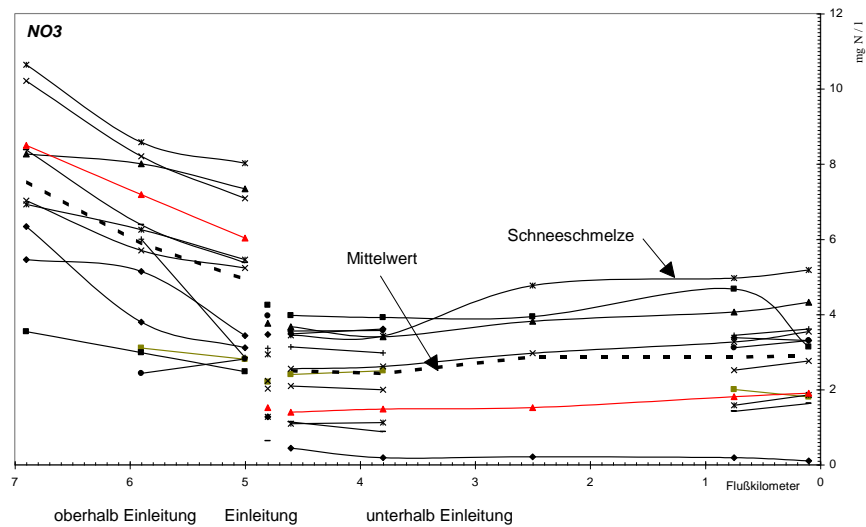
Nitrat

Abbildung 16: Entwicklung der $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentration entlang der Fließstrecke

Die Entwicklung der Nitratkonzentration zeigt, daß der Vorfluter durch den Ablauf verdünnt wird. In der fließenden Welle nach der Einleitung verändert sich dieser Parameter ebenfalls nur wenig. Die Abnahme des Nitrats oberhalb der Einleitung läuft parallel zu der Abnahme des Sauerstoffs, was auf Denitrifikationsvorgänge im Sediment hindeutet.

Ammonium

Das Ammonium weist die deutlichsten Schwankungen auf. Bei Regenereignisse und während der Schneeschmelze liegen die Werte deutlich höher.

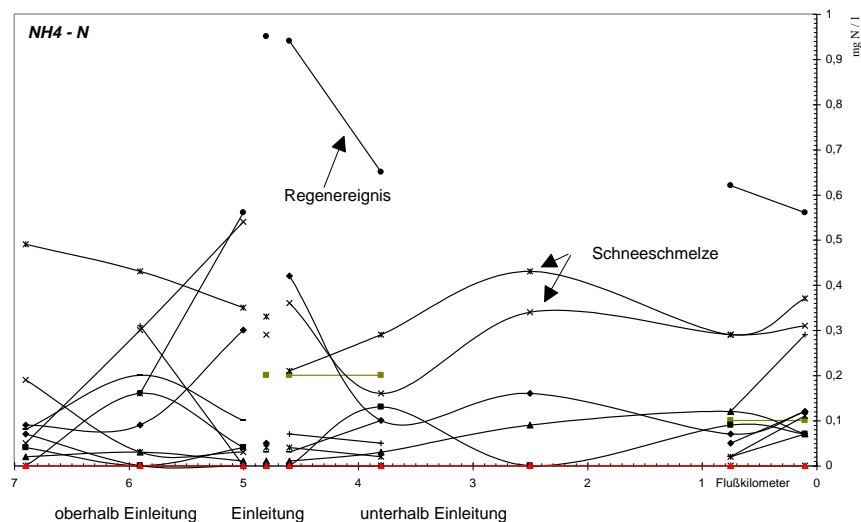


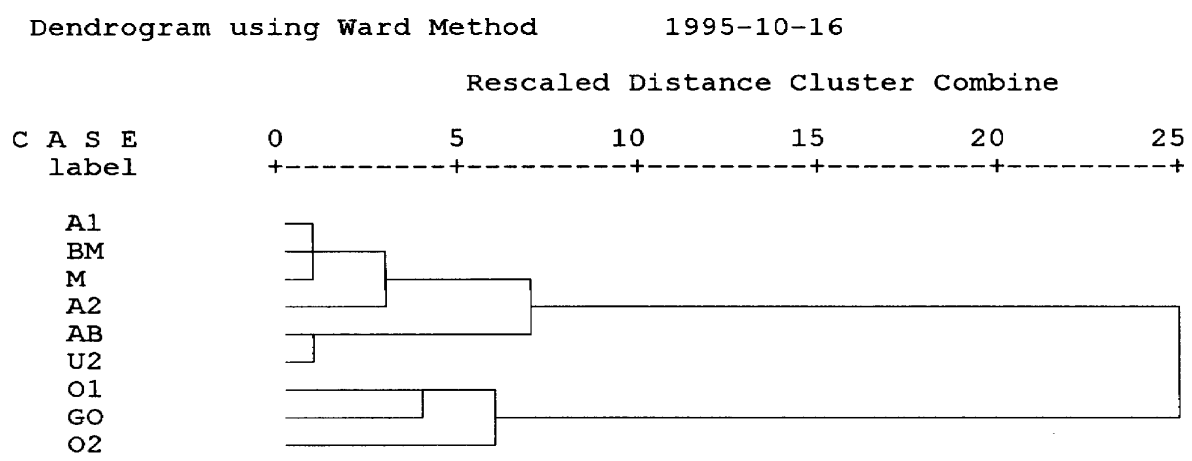
Abbildung 17: Entwicklung der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration entlang der Fließstrecke

Alle hier beobachteten Parameter lassen sich deutlich mit Umweltbedingungen korrelieren. Dennoch zeigen sie in der fließenden Welle keine auf den Ablauf der Kläranlage zu beziehende Veränderungen. Je nach Parameter wirkt sich der Ablauf vergleichmäßigend, reduzierend oder erhöhend auf Konzentration der verschiedenen Parameter aus. Die Veränderung der Wasserinhaltsstoffe durch die Einleitung und die Einflüsse der hydrologischen Begleitumstände läßt sich durch den Kurvenverlauf deutlich herausarbeiten, für eine Aussage über die Veränderungen und Vorgänge in der fließenden Welle ist diese Methodik jedoch zu unscharf.

Zur Verdeutlichung der Veränderung der Wassergüte wurden alle 27 Parameter, die pro Probenort und Probenstag gemessen wurden, gepoolt und ohne Gewichtung einer Cluster-Analyse nach WARD unterzogen. Dieses statistische Auswerteverfahren liefert „relative Ähnlichkeiten“ zwischen den Probestellen für den Tag der Probennahme. Vereinfacht beschrieben lassen sich die Grafiken so interpretieren und lesen, daß zwei Probenstellen umso ähnlicher sind, je kürzer ihre waagrechten Wege bis zu einem gemeinsamen Knoten (Kreuzung, Ausgangspunkt) sind.

„Standard Tag“

An diesem Tag herrschten keine außergewöhnlichen Umweltbedingungen. Eine Außentemperatur von 19°C, heiterer Himmel und mittleres Abflußgeschehen legen es nahe, diesen Tag als Standard Tag zu definieren.

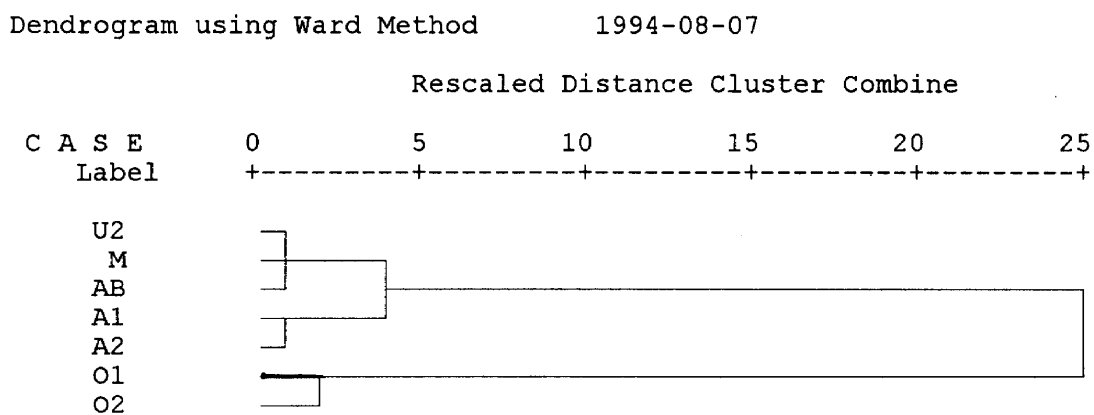


label	Ablau								
	GO	O1	O2	f	U2	M	BM	A1	A2
km	6,9	5,9	5	4,8	4,6	3,8	2,5	0,75	0,1

Die Interpretation ergibt folgendes Bild:

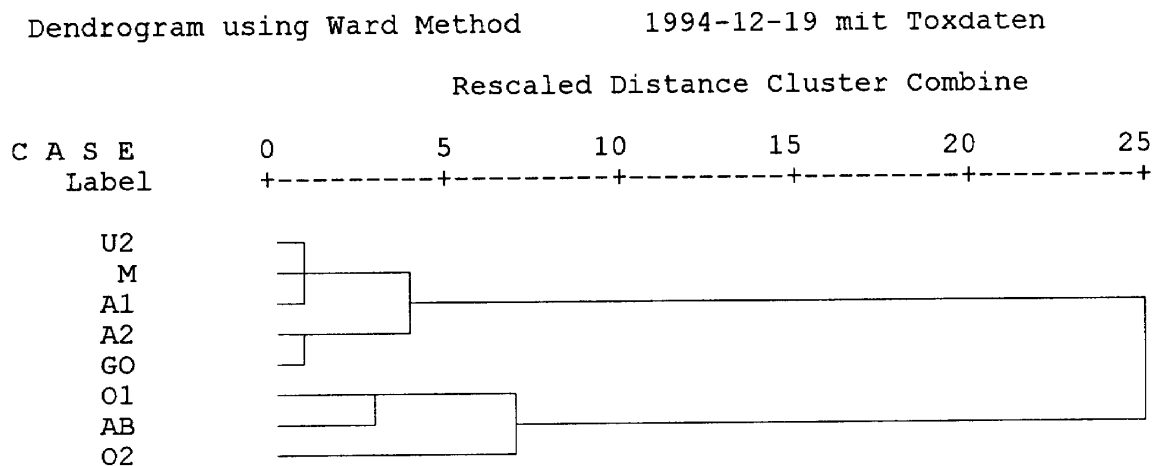
Die oberhalb der Einleitung gelegenen Stellen GO, O1 und O2 sind deutlich verschieden zu den übrigen Probenstellen und bilden einen eigenen Cluster. Bis zur Stelle O1 fließt der Bach in dichtverbautem Gebiet, danach bis O2 durch eine Kulturlandschaft. Die Entfernung der beiden Punkte GO und O1 bis zu ihrem gemeinsamen Verknüpfungspunkt ist näher, als die Entfernung zur Verknüpfung mit O2; sie sind einander „ähnlicher“. Ab dem Kläranlagenablauf liegen die Probenstellen auf einem eigenen deutlich abgegrenzten Cluster. Die 200m unterhalb der Einleitung gelegene Stelle U2 ist noch deutlich vom Ablauf geprägt, wogegen die weiter abwärts gelegenen Stellen M, BM und A1 untereinander sehr ähnlich; gemeinsam allerdings deutlich vom Ablauf verschieden sind. Das heißt, daß die größten Veränderungen in den Immissionsdaten zwischen U2 und M stattfinden, also auf einer Strecke von 0,8 km bzw 1km nach der Einleitung. Zwischen A1 und A2 fließt der Vorfluter durch eine Ortschaft. Die sich daraus ergebende Beeinflussung läßt sich am abgesetzten sich näher bei AB befindlichen Knoten für A2 erkennen.

Folgendes Beispiel spiegelt die Situation eines Starkregenereignisses wider:



O1 und O2 liegen wieder auf einem eigenen Cluster. Der Ablauf wirkt sich jetzt jedoch bis zur Stelle M aus (BM wurde zu diesem Zeitpunkt noch nicht beprobt); der Unterschied zwischen AB, U2 und M ist nicht sehr groß. Deutlich abgesetzt, aber untereinander ähnlich liegen A1 und A2.

typische Wintersituation



Im Winter ist der Ablauf immer mit O1 und O2 geclustert, wobei die größere Ähnlichkeit abwechselnd bei O1 oder O2 liegt. Weiters liegen die Stellen U2, M und A1 immer in enger Verwandtschaft zueinander, und zusätzlich sich die durch Siedlungen beeinflussten Stellen GO und A2 sehr ähneln.

Aus diesen Untersuchungen über den Einfluß des Ablaufs einer gut betriebenen und geplanten modernen Kläranlage (einstufiges BV, Schlammalter >30d) auf einen sehr kleinen Vorfluter geht hervor, daß durch die Einleitung zwar Veränderungen in der Immission des Gewässers hervorgerufen werden, diese jedoch zu keiner wesentlichen nachweisbaren Folgewirkung führen. Es gibt bisher noch keine vergleichbaren Untersuchungen von kleinen Anlagen auf vergleichsweise sehr kleine Vorfluter.

3 Literatur

- ÖNORM B 2400 (1986) Hydrologie - Hydrographische Fachausdrücke und Zeichen
- ÖNORM M 6232 (1995) Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern
- ATV-FA (1991), Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen - Arbeitsbericht des ATV-FA 5.4 - Kläranlagennachbarschaften, Korrep. Abwass. 38/1, 63-70
- Begert A. (1985) Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte, Wiener Mitteilungen Band 63
- BMLF (1993) Gewässerschutzbericht '93 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft
- Böhnke, B. (1966) Biologische Kleinstkläranlagen als Ersatz für Mehrkammerausfallgruben. Städtehygiene 17, 239-243

- Böhnke, B. (1971) Kleine Kläranlagen und Sonderbauweisen, Fortbildungsseminar der ATV, Essen 1971
- Börner T. (1994) Erfahrungen mit Pflanzenkläranlagen in der BRD. Wchriftenreihe zur Wasserwirtschaft. TU-Graz, Heft 12
- Bucksteeg, K. (1987) Kleinkläranlagen im Leistungsvergleich. Wiener Mitteilungen Band 71
- Deutsch, K., Fleckseder H. (1995) Emissionsgrenzwerte und ihre Bedeutung für den Gewässerschutz, Wiener Mitteilungen Band 125
- Fleckseder H. (1982) Sind kleine Abwasserreinigungsanlagen tatsächlich so schlecht wie ihr Ruf?, Gas-Wasser-Abwasser 62, 556-558
- Franz A. (1995) praktische Erfahrungen bei der weitergehenden Abwasserreinigung bei einem schwachen Vorfluter am Beispiel der Kläranlage Mödling. Wiener Mitteilungen Band 125
- Kayser R. (Hsg.) (1992) Vergleich verschiedener Bemessungsansätze zur Stickstoffelimination und Garantien für Belüftungseinrichtungen. Berichte des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU-Braunschweig. Heft 50 - 1992
- Kroiß, H. (Hsg.) (1990) Fortbildungskurs „Biologische Abwasserreinigung“, Wiener Mitteilungen Band 81 (2. Auflage), Wien 1990
- Kroiß, H. (Hsg.) (1993) Fortbildungsseminar „Bemessung und Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung“, Wiener Mitteilungen Band 110, Wien 1993
- Kroiß, H. (1995) Wirklichkeitsnahe Bemessung von kommunalen Kläranlagen, Wiener Mitteilungen Band 125
- Kroiß, H., Prendl, L. (1996) Einfluß von Fremdwasser auf Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft der Technischen Universität Graz, Band 18
- UBA (1995) Bäche in Niederösterreich - Chemische Untersuchungen, Umweltbundesamt Report UBA-95-122
- WAW (1995) Abwasserreinigung im ländlichen Raum - Leitfaden für Niederösterreich, Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung B/9
- WGEV (1991) Wassergütererhebungsverordnung BGBl. 333/1991
- Wuhrmann (1980) Aktuelle Ziele des Gewässerschutzes: Alter Wein aus neuen Schläuchen. Münchner Beiträge 32, 9-23
- Zerres, H.P. (1993) Die Reinigungsstabilität kommunaler Kläranlagen in Baden Württemberg, Korresp. Abwass. 40/4, 498-513

Mag. Norbert Kreuzinger
Mag. Andreas Franz

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU-Wien

Karlsplatz 13/226
1040 Wien

Tel: 58801 / 3141 Email: norbkreu@iwag.tuwien.ac.at
58801 / 3249 Email: afranz@iwag.tuwien.ac.at
Fax: 5042157