

# EMISSIONSGRENZWERTE UND IHRE BEDEUTUNG FÜR DEN GEWÄSSERSCHUTZ

K. Deutsch, H. Fleckseder

## 1. EINFÜHRUNG

Das Ökosystem Gewässer steht im engen Zusammenhang mit seinem Umfeld, ein Stoffaustausch zwischen den Ökosystemen findet unter natürlichen Bedingungen statt und ist ein wesentliches Charakteristikum. Die anthropogene Beeinflussung kann nun zu einer Vervielfachung der Stoffeintragsströme ins Gewässer führen, sodaß es im Gewässer zur Veränderung des natürlichen Zustandsbildes kommt. Im folgenden soll die Aufmerksamkeit vor allem der punktuellen Belastung durch Kläranlagenabläufe gelten. Der Anteil am Gesamteintrag (u.a. dem diffusen Eintrag über die Fläche) wird teilweise in den jeweiligen Kapiteln besprochen.

„... es scheint uns unvermeidlich, die Selbstreinigung als kalkulierte Größe aus dem Gewässerschutz auszuschließen“ (WUHRMANN, 1969)

Diesem Gedanken entsprechend wurden in Österreich bei der WRG-Novelle 1990 zwei Strategien zur Gewässerreinigung gesetzlich verankert: das Vorsorgeprinzip und das Immissionsprinzip. Das Vorsorgeprinzip geht von der generellen Forderung nach Minimierung der Gewässerbelastung aus, d.h. unabhängig von der Vorflutersituation. Es ist die Abwassermeidung und Abwasserreinigung nach dem Stand der Technik vorzunehmen. Sie mündete für kommunales Abwasser in der 1991 erlassenen 1. Emissionsverordnung (1. EVO).

Das Immissionsprinzip leitet die zulässigen Emissionsgrenzwerte von der konkreten Gewässersituation ab. Hier werden Zielvorstellungen über die Qualität der Gewässer in Werten formuliert, wesentlich ist dabei der Gedanke der Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit bzw. der ökologischen Funktionsfähigkeit. Die Immissionsverordnung ist vor allem dann maßgebend für die Erteilung eines Einleitungsrechtes, wenn trotz „Stand der Technik“ der

Reinigung, die in der Immissionsverordnung angegebenen Werte nicht erreicht werden. Die Immissionsverordnung befindet sich noch in Begutachtung. Der folgende Beitrag versucht nun darzustellen, welche grundsätzlichen Auswirkungen die in der 1. EVO angegebenen Parameter auf das Gewässersystem haben. Anhand von konkreten Kläranlagenablaufwerten wurde dann versucht anzugeben, ob damit mögliche Qualitätsziele einzuhalten sind.

## **2. DIE 1. EMISSIONSVERORDNUNG (1. EVO)**

Das Einleiten von Abwässern kann sich direkt und indirekt auf das Gewässer auswirken. Als direkt bezeichnet man Auswirkungen die sich unmittelbar aus der eingeleiteten Verbindung ergeben, z.B. die Toxizität von  $\text{NH}_3/\text{NH}_4$  oder das  $\text{O}_2$ -Defizit. Hier ist es wichtig deren Konzentration zu begrenzen. Unter indirekter Auswirkung versteht sich z.B. die Eutrophierung. Hier kommt es neben der Konzentration im wesentlichen, v.a. auch im Hinblick auf deren Fernwirkung, auf die Frachtbegrenzung an. Die Emissionsgrenzwerte sind somit regional für den die Abläufe aufnehmenden Vorfluter und überregional für die die Vorfluter aufnehmenden Meere von Bedeutung.

Die 1. EVO ist eine für alle kommunalen Kläranlagen > 50 EGW gleichermaßen geltende Verordnung. Sie gibt sowohl Grenzwerte in Form von Konzentrationen (Tab. 1) wie auch Mindestwirkungsgrade (Tab. 2) an.

Tab. 1: Emissionsbegrenzungen - Ablaufkonzentrationen u. N-Mindestwirkungsgrade

		MAX. ROHZULAUFFRACHTEN ENTSPRECHEND			
Parameter		>50-500	>500-5.000	>5.000- 50.000	>50.000
mg/l bzw. %		EGW <sub>60</sub>	EGW <sub>60</sub>	EGW <sub>60</sub>	EGW <sub>60</sub>
BSB <sub>5</sub>	f)	25	20	20	15
CSB	f)	90	75	75	75
TOC		30	25	25	25
NH <sub>4</sub> -N	a)	10	5	5	5
Gesamt-N-Entfernung	c)	c)	c)	mind. 70 %	mind. 70 %
Gesamt-N-Entfernung	c)	c)	c)	mind. 60 %	mind. 60 %
Gesamt-P		c)	1,5 d)	1,0 e)	1,0 e)
PO <sub>4</sub> -P		c)	1.0 d)	0,8 e)	0,8 e)

- a) Gilt bei einer Abwassertemperatur größer 12 °C im Ablauf der biologischen Stufe. Die Abwassertemperatur von 12 °C gilt als unterschritten, wenn bei 5 Temperaturmessungen im Laufe eines Tages mehr als ein Meßwert unter dem Wert von 12 °C liegt.
- b) Gilt bei einer Abwassertemperatur größer 8 °C und kleiner /gleich 12 °C im Ablauf der biologischen Stufe. Die Abwassertemperatur von 8 °C gilt als unterschritten, wenn bei 5 Temperaturmessungen im Laufe eines Tages mehr als ein Meßwert unter dem Wert von 8 °C liegt.
- c) Keine Festlegung erforderlich.
- d) Ab einer maximalen Rohzulauffracht entsprechend 1.000 EGW<sub>60</sub>; für max. Rohlauffrachten bis 1.000 EGW<sub>60</sub> gilt Fußnote c).
- e) In Einzugsgebieten von nationalen oder internationalen Seen gilt für Abwasserreinigungsanlagen mit Rohlauffrachten größer 30.000 EGW<sub>60</sub> (gemessen als arithmetisches Mittel der Tagesfrachten eines Jahres) folgende Vorschrift:
- Gesamtphosphor 0,3 mg P/l  
 Phosphatphosphor 0,2 mg P/l  
 Wirkungsgrad der P-Elimination > 95 %
- f) Die Festlegung für die Parameter BSB<sub>5</sub> und CSB erübrigen Festlegungen für die Parameter "Abfiltrierbare Stoffe" und "Absetzbare Stoffe"

Tab. 2: Emissionsbegrenzungen - Mindestwirkungsgrade

Schmutzfrachten sind zu vermindern (Mindestwirkungsgrade) um:

mindestens 95 % beim BSB<sub>5</sub>

mindestens 85 % beim CSB und TOC

mindestens 85 % beim Ges.P und PO<sub>4</sub>-P (ab 1000 EGW, im Einzugsgebiet von Seen ab 30.000 EGW > 95 %)

Der Grenzwert gilt in der Eigenüberwachung als eingehalten, wenn bei 5 aufeinanderfolgenden Messungen 4 Werte unter den Grenzwerten liegen und einer das 1,5 fache (bei NH<sub>4</sub>-N das 2-fache) übersteigt („4 von 5-Regel“). Bei der Fremdüberwachung muß bei solchen Überschreitungen die Untersuchung wiederholt werden.

Die angegebenen Grenzwerte gelten bei Anlagen nach dem Mischsystem nur bei Wassermengen bis zum Trockenwetterbemessungszufluß.

### **3. GRUNDLAGEN ZUM ÖKOSYSTEM FLIESSGEWÄSSER**

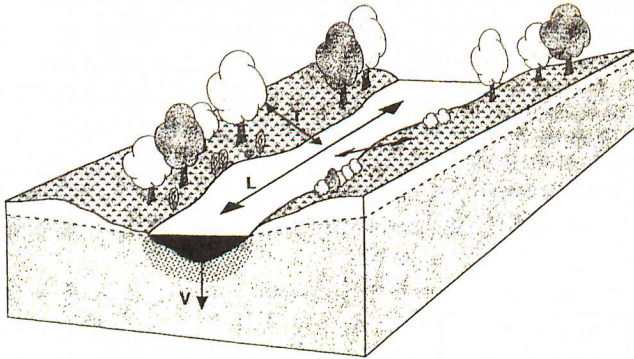
#### **3.1. Charakterisierung des Ökosystems Fließgewässer und mögliche Störungen**

Das Ableiten der gereinigten Abwässer erfolgt in Vorfluter, dabei handelt es sich zum größten Teil um Fließgewässer. Das direkte Einleiten von gereinigtem Abwasser in ein stehendes Gewässer erfolgt in Österreich nur in geringfügigem Ausmaß. Auch im Seeneinzugsgebiet werden die Abläufe von Kläranlagen vorzugsweise über einen Fließgewässerabschnitt eingeleitet. Es gilt, das Selbstreinigungspotential mit dem deutlich verbesserten Sauerstoffeintrag zu nutzen.

Bei der Betrachtung des Ökosystems Fließgewässer ist es wichtig, nicht nur die fließende Welle und ihre Inhaltstoffe, sondern auch das gesamte Umfeld zu betrachten. Die Wechselwirkungen des Fließgewässers mit seiner terrestrischen Umgebung und das Wirkungsgefüge im Fließgewässer selbst sind sehr komplex und sind das Ziel ausgedehnter Forschungen. Zum besseren Verständnis ist im folgenden die Einteilung von WARD (1989) angegeben.

WARD (1989) unterscheidet vier Dimensionen: die Längsrichtung (longitudinal), die Querrichtung (transversal oder lateral) und die vertikale Richtung sowie die Zeitachse (Abb. 1).

Abb. 1: Die longitudinale (L), transversale (T) und vertikale (V) Vernetzung des Ökosystems „Fließgewässer“. Die dynamische (zeitliche) Vernetzung ist nicht eingetragen (HÜTTE et al. 1994).



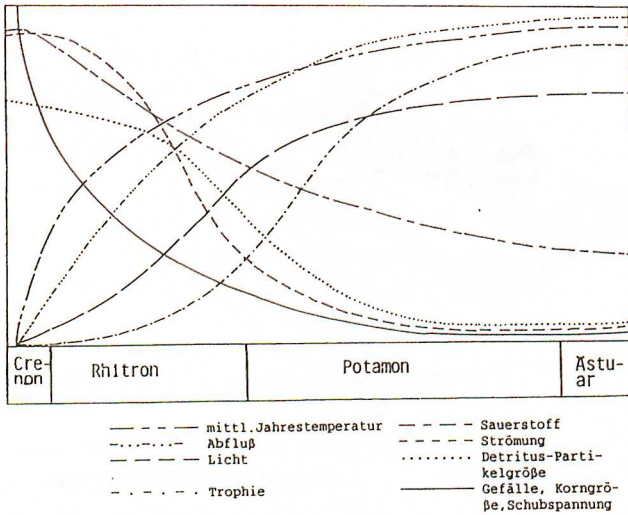
Grundwasser

▨ hyporheisches Interstitial

Die Zonierung im **Längsverlauf** ergibt sich aus dem Charakteristikum eines Fließgewässers, der ständig in einer Richtung laufenden Wasserströmung. Wichtig für die Einteilung der Zonen sind abiotische Parameter (Gefälle, Abfluß, Fließgeschwindigkeit, Geschiebetransport, Sohlenstruktur, Temperatur, u.a.) im Zusammenhang mit biotischen Faktoren (Vorkommen bestimmter Arten, Freßtypen und Biozönosen). Es gibt eine Vielzahl von verschiedenen Konzepten zur Beschreibung des Längsverlaufes, eine Übersicht findet sich bei MOOG, WIMMER (1990). Eine vielgenutzte Einteilung ist z.B. die von ILLIES, BOTOSANEANU (1963) verwendete Dreiteilung - KRENON (Quellregion) - RITHRON (Bachregion) - POTAMON (Fluß/Stromregion). Ein Abgehen von einer Abgrenzung der einzelnen Zonen untereinander ist im River Continuum Concept (VANNOTE et al., 1980) verwirklicht. Auch hier gibt es grundsätzlich im Längsverlauf drei Funktionseinheiten, die aber miteinander in

Beziehung treten. Die Veränderung ausgewählter chemischer und physikalischer Parameter im Längsschnitt eines idealisierten Fließgewässers zeigt Abb. 2.

Abb. 2: Veränderungen ausgewählter chemischer und physikalischer Parameter im Längsschnitt eines idealisierten Fließgewässers (verändert nach UHLMANN, zitiert in NUSCH et al., 1991)



Die **transversale Vernetzung** ergibt sich aus dem Zusammenhang Fließgewässer - Uferbereich - Umland. Ganz wichtig ist hier die Bedeutung der Ufervegetation. Da das Lichtklima bei der Entwicklung von Algen und Wasserpflanzen eine wesentliche Einflußgröße für das Wachstum darstellt, kommt der Beschattung des Gewässers durch die Ufervegetation eine große Bedeutung bei der Massenentwicklung autotropher Organismen zu. Der direkte Lichteintrag bei Entfernen dieser Ufergehölze kann sowohl die Temperaturamplitude wie auch die Sauerstoffamplitude verstärken. Das massenhafte Auftreten von Wasserpflanzen führt außerdem zu einer Veränderung der Fließgeschwindigkeit und somit zu erhöhter Partikelsedimentation. Das Anhäufen von organisch abbaubarem Material an der Gewässersohle kann unter kritischen Bedingungen zu sauerstofffreien Zonen führen.

Bei kleinen Gewässern fungiert die Ufervegetation durch den Falllaubeintrag noch als Energielieferant der Fließgewässerfauna, weiters gilt es noch die Bedeutung des Uferbereiches für die Lebensweise einer Vielzahl von adulten Wasserinsekten zu beachten.

Die **vertikale Vernetzung** ist geprägt von der Bachsohlenoberfläche und dem Lückenraumsystem, dem „Hyporheischen Interstitial“ (SCHWOERBEL, 1961). Das hyporheische Interstitial gilt als Grenzbiotop zwischen oberirdischen und unterirdischen Gewässern. Hier herrschen relativ konstante chemische und physikalische Bedingungen. Diese Lückenräume haben für eine Vielzahl von tierischen Benthosbewohnern die Funktion eines Schutz- und Lebensraums. Viele Arten des Makrozoobenthos, aber auch von kieslaichenden Fischen, verbringen im hyporheischen Interstitial Stadien ihrer Larvenentwicklung. Nach Hochwässern, Trockenheit und anderen lebensfeindlichen Bedingungen kann die Stromsohle aus diesem Lebensraum wieder neu besiedelt werden.

Die Bachsohle mit ihrem Lückenraumsystem ist auch für den Abbau von organischen Verbindungen und für die Nitrifikation, vor allem in schnell fließenden Gewässern, von großer Bedeutung. Die Sedimentkornoberflächen sind vom Biofilm, d.h. Bakterien, Pilzen und deren polymeren Ausscheidungsprodukten, überzogen. Entsprechend der Korngrößenverteilung können somit viele Quadratmeter aktiver Oberfläche pro Quadratmeter Bachfläche entstehen (BRETSCHKO, 1992). KASIMIR (1991) konnte z.B. für den oberen Seebach (Lunz) zeigen, daß sich bei Niedrigwasser im oberen Seebach (Lunz) 78 % der Bakterienbiomasse in den Biofilmen der Bettsedimente, 12 % in den Biofilmen der Sedimentoberfläche und 10 % im Porenwasser befinden. Bei Hochwasser ist ein geringer Anteil der Bakterienbiomasse in der freien Welle (4,2 % im Bachwasser) zu finden. Flußabwärts nimmt bedingt durch die Veränderung des Verhältnisses Aufwuchsfäche : Wasserkörper die Bedeutung der Biofilme für den Stoffumsatz ab.

Die Verbindung zwischen Bettoberfläche und Lückensystem und deren gute Durchströmung ist somit für die Lückenraumbewohner wie auch für den Abbau der organische Verbindungen und die Nitrifikation von Bedeutung. Eine Störung durch Verstopfung wird bei Fließgewässern mit regelmäßigen Hochwässern durch das „Ausräumen“ der Sohle verhindert. Bei Vorflutern mit verbauter

Bodensohle ist diese Verbindung jedoch gestört, auch die Oberfläche aktiver Biomasse ist deutlich vermindert.

Die **dynamische (zeitliche) Vernetzung** des Fließgewässers ist geprägt von den Umweltänderungen im Tages- und Jahresrhythmus sowie von episodischen Ereignissen. Ganz wesentlich ist hier die Änderungen der Abflußdynamik, d.h. (wiederkehrende) Hochwässer. Sie führen zum Eintrag von organischem Material in das Flußbett, es kann aber auch die Ablagerung von abgeschwemmtem Sediment auf das Umfeld für die Reduktion von Nährstoffen von Bedeutung sein. Die mit geschiebeführenden Hochwässern verbundene Sohlenumlagerung führt zum bereits angesprochenen „Ausputzen“ der Hohlraumssysteme (hier zeigt sich deutlich die Verbindung: zeitliche Komponente - hyporheisches Interstitial), aber auch zu einer Zerstörung von Kleinlebensräumen. Zur Darstellung der Auswirkungen solcher „Störfälle“ auf das Ökosystem gibt es verschiedene Modelle. Gemeinsam ist ihnen jedoch die Darstellung der hohen Bedeutung der sogenannten Störungen für die Artenmannigfaltigkeit und somit für die Stabilität des Ökosystems.

Die wesentlichsten anthropogen bedingten Störungen bzw. Beeinträchtigungen der einzelnen Bereiche sollen im folgenden kurz angeschnitten werden. Die longitudinale Vernetzung erfordert eine Durchgängigkeit, die vor allem durch wasserbauliche Maßnahmen wie z.B. Aufstauungen, Verrohrungen oder Abschnitte mit versiegelter Sohle gestört sein kann. Aber auch Bachabschnitte, die zeitweise trockenfallen oder stark verringerte Wasserführung aufweisen gehören hierzu. Die Emissionen aus Kläranlagen sind hier nur geringfügig von Bedeutung, außer es fallen hohe Nährstoffemissionen und fehlende Beschattung zusammen. Dann kann eine massive Verkräutung möglicherweise das Wandern bestimmter Tierarten behindern.

Im Bereich der transversalen Vernetzung sind es Ufersaumbewirtschaftungsmaßnahmen, v.a. die Beseitigung der Ufervegetation, die zu einer deutlichen Veränderung führen kann. Durch die Änderung des Lichtklimas sind sie aber für die Auswirkungen von Nährstoffemissionen (Eutrophierung) von Bedeutung.

Die vertikale Vernetzung kann durch bauliche Maßnahmen wie das Versiegeln der Gewässersohle, aber auch durch die Emission ungenügend gereinigter Abwässer beeinträchtigt werden. Hier sind es vor allem die organischen



Verbindungen und Schwebstoffe, die zu einem Verstopfen des Lückensystems führen können. Aber auch die Nährstoffemissionen können indirekt durch Verkrautung zu einem Verstopfen beitragen.

Die dynamische Vernetzung wird im wesentlichen durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen, wie Stauhaltung und Teichwirtschaft beeinträchtigt.

### **3.2. Kurze Darstellung wichtiger Einflußkenngrößen auf die Biozönose**

#### **3.2.1. Sohlenstruktur**

Die Sohlenstruktur, d.h. die Korngrößenverteilung des Bachbettes nimmt im wesentlichen durch die modifizierten hydraulischen Bedingungen Einfluß auf die tierische Besiedlung. Weiters ist die Korngröße auch für die unterschiedliche Größe der Aufwuchsflächen für den Biofilm (siehe Kap. 2.1.) sowie für den unterschiedlichen O<sub>2</sub>- und Nährstoffeintrag in die Tiefe von Bedeutung.

#### **3.2.2. Fließgeschwindigkeit**

Die Fließgeschwindigkeit beeinflusst den O<sub>2</sub>-Eintrag durch die Wasseroberfläche, die Konzentration an Schwebstoffen, die Substrat- und O<sub>2</sub>-Zulieferungsraten bei den sessilen Organismen. In Abhängigkeit von der Sohlenstruktur ergibt sich auch der Einfluß auf die Benthosorganismen und auf das Ausmaß der Planktonentwicklung sowie der suspendierten Nitrifikanten. Die Phytoplanktonentwicklung erfordert eine Fließzeit des Flusses, die größer ist als die Vermehrungszeit der Plankter (SCHWOERBEL, 1993). Bei derart verlangsamter Fließgeschwindigkeit steigt auch der Anteil der Nitrifikanten in der fließenden Welle deutlich an.

#### **3.2.3. Sauerstoffgehalt**

Der Sauerstoffgehalt hat für die Aktivität der Fließgewässerorganismen eine ganz wesentliche Bedeutung. Es ist wichtig, daß er nicht nur in der fließenden Welle sondern auch im Lückenraumsystem ausreichend vorhanden ist. Die kritischen Grenzen liegen für die einzelnen Organismen sehr unterschiedlich. Den höchsten Anspruch stellen hier relativ dickwandige, kiemenlose Benthosorganismen (viele Steinfliegenlarven) bzw. solche mit unbeweglichen

Kiemer (verschiedene Eintagsfliegengattungen). Andere Benthosarten sind wiederum völlig unabhängig vom Sauerstoffgehalt, z.B. durch das Besitzen von Luftröhren (JUNGWIRTH, MOOG; 1995). Fische können sauerstoffungünstigen Verhältnissen ausweichen (LIEBMANN, 1960).

Kleinlebewesen, z.B. verschiedene Insektenlarven, können bei O<sub>2</sub>-Mangelsituationen Verhaltensänderungen und verstärkte Drift aufweisen (aktiv und passiv, d.h. die Tiere wandern aus der Tiefe an die Oberfläche von Steinen und werden dort von der Strömung weggetragen). GAMMETER, FRUTIGER (1989) konnten in Modellversuchen bei Unterschreiten von 2 mg/l O<sub>2</sub> eine massive Zunahme der Drift beobachten, die Mortalität wurde durch die tiefen O<sub>2</sub>-Konzentrationen (untere Testgrenze lag bei 1,2 mg/l O<sub>2</sub>) nur wenig erhöht. Bei Fischen sind die Grenzen höher anzunehmen.

### 3.2.4. Nährstoffgehalt

Der Nährstoffgehalt ist im Hinblick auf die Eutrophierung und deren Auswirkung auf den Stoffhaushalt (sekundäre Verunreinigung) eine ganz wichtige Größe im Gewässer. Seen und Fließgewässer sind in der Regel P-limitiert, aber abhängig vom N:P-Verhältnis. Als Endaufnehmer der österreichischen Flüsse fungieren hauptsächlich das Schwarze Meer und die Nordsee. Die Nordsee ist, mit Ausnahme der Aestuarer, N-limitiert (HARREMOËS, 1991), vom Schwarzen Meer liegen keine Angaben vor.

### 3.2.5 Licht

Das Licht ist v.a. für den pflanzlichen Stoffumsatz von Bedeutung. Die Lichtintensität ist somit eine wichtige Regelgröße der Trophie.

### 3.2.6. Temperatur

Sie beeinflusst die chemisch/physikalischen Parameter (z.B. CO<sub>2</sub> u. O<sub>2</sub>-Löslichkeit, Anteil von NH<sub>3</sub> an NH<sub>4</sub>) wie auch die Aktivität der Wasserorganismen und deren Artenspektrum.

## 4. AUSWIRKUNGEN DER EINZELNEN IN DER 1.EVO ANGEGEBEN PARAMETER AUF DAS GEWÄSSER

### 4.1. BSB<sub>5</sub>, CSB, TOC:

#### 4.1.1. Auswirkungen im Gewässer

Die organische Verschmutzung wird durch die Parameter BSB<sub>5</sub>, CSB und TOC erfaßt. Da das Ableiten von ungereinigten Abwässern sich drastisch im Gewässer auswirkt, galt der organischen Verschmutzung lange Zeit die alleinige Aufmerksamkeit. Zur Erfassung dieser Verunreinigung und deren Auswirkungen im Flußverlauf wurde bereits 1902 von Kolkwitz und Marsson das Saprobiensystem entwickelt.

Grundsätzlich lassen sich folgende Auswirkungen auf das Gewässerökosystem charakterisieren:

- **Beeinträchtigung des Sauerstoffhaushaltes:** Beim Abbau der organischen Verbindungen durch heterotrophe Bakterien wird Sauerstoff verbraucht, der dem Milieu entzogen wird. Gleichzeitig nimmt das Gewässer bei einer O<sub>2</sub>-Konzentration unter Sättigung O<sub>2</sub> über die Oberfläche auf. Je größer das Sauerstoffdefizit sowie die Fließgeschwindigkeit, Windeinfluß, umso größer ist der O<sub>2</sub>-Eintrag durch die Oberfläche. Das Ausmaß des sich einstellenden Sauerstoffdefizits hängt von der Fracht der eingeleiteten Verbindung, der Intensität des Abbaus und vom O<sub>2</sub>-Eintrag durch die Oberfläche ab. Unter stark vereinfachten Bedingungen (Photosynthese bleibt unberücksichtigt) läßt sich der Sauerstoffverbrauch mit folgender Gleichung angeben (STREETER, PHELPS, zit. UHLMANN, 1983):

$$\frac{dD}{dt} = K_1 * s - K_2 * D$$

D .... ist in einem bestimmten Volumenelement der Selbstreinigungsstrecke herrschende O<sub>2</sub>-Defizit (mg/l), bei Annahme konstanter Fließgeschwindigkeit

t .... die für eine bestimmte Abbauleistung benötigte Zeit (Tage)

- $K_1$  ... Geschwindigkeitsbeiwert des mikrobiellen  $O_2$ -Verbrauchs bei Annahme einer Reaktion erster Ordnung ( $d^{-1}$ ), er ist abhängig von der Art des Abwassers (leicht oder schwerabbaubare Verbindungen)
- $s$  ... Konzentration an abbaubaren Verbindungen ( $mg/l$  BSB<sub>5</sub>) im Bereich der Abwassereinleitung
- $K_2$  ... Geschwindigkeitsbeiwert der atmosphärischen Belüftung, abhängig von der Fließgeschwindigkeit, Windeinfluß, Wassertiefe

Wenn nun das Ausmaß des Sauerstoffverbrauches und des  $O_2$ -Eintrags über die Oberfläche im gleichen Ausmaß erfolgt, so ist keine Veränderung des  $O_2$ -Gehalts zu erwarten. Eine Veränderung tritt erst dann ein, wenn der  $O_2$ -Verbrauch über das Ausmaß des natürlichen  $O_2$ -Eintrags ansteigt. Rohabwasser setzt sich aus leicht- und schwerabbaubaren Verbindungen zusammen. Der leichtabbaubare Anteil wird in der Kläranlage abgebaut, das gereinigte Abwasser enthält im wesentlichen nur noch schwerabbaubare Verbindungen. Gelangt nun Rohabwasser (z.B. bei Mischwasserentlastung) ins Gewässer, ist bedingt durch die rasche Abbaubarkeit, in Abhängigkeit von der vorhandenen Menge an heterotrophen Bakterien, ein Defizit zu erwarten. Die in Abläufen von Kläranlagen nach dem Stand der Technik enthaltene gelöste Restverschmutzung ist mit Sicherheit als langsam abbaubar zu bezeichnen, sodaß sie unmittelbar unterhalb der Einleitung nicht als Ursache für Sauerstoffdefizite in Frage kommt. Zur Vermeidung von Auswirkungen von Sauerstoffdefiziten auf die Organismen gibt der Entwurf zur österreichischen Immissionsverordnung vom Juni 1993 als untere tolerierbare Grenze bei Berglandgewässern  $7,5 mg/l O_2$  und bei Flachlandgewässern  $6,5 mg/l O_2$  an.

- **Verschlammen des Boden-Lückenraumsystems:** Das Lückenraumsystem gilt für viele Wasserorganismen als Lebensraum, „Kinderstube“ sowie als Rückzugsraum bei Störfällen. BORCHARDT, STATZNER (1990) konnten nach stoßartiger Mischwasserbelastung bei vorhandenem Interstitialraum einen deutlich geringeren Populationsverlust an Testorganismen (*Gammarus pulex*) feststellen als bei der Vergleichsstrecke ohne Lückenraum. Große Bedeutung für den Stoffumsatz (auch der Nitrifikation) hat der an Oberflächen befindliche Biofilm. Eine Verschammung dieses Lückensystems kann den  $O_2$ -Transport in tiefere Schichten unterbinden und so zum

Absterben der dort befindlichen Organismen führen bzw. die Stoffumsätze deutlich reduzieren. Die Wasserführung, v.a. auch die regelmäßigen Hochwässer, sind für das Reinigen des Lückensystems von Bedeutung.

- **Änderung der Freßtypen der Benthosbewohner:** Die Veränderung der Sohlenstruktur in Richtung schlammiger Untergrund führt zu einem Dominieren von Filtrierern und Sammlern gegenüber anderen Freßtypen.
- **Änderung des Lichtklimas:** Schwebstoffe beeinträchtigen das Lichtklima. Das Ausmaß der Auswirkungen der Schmutzstoffe auf das Gewässer ist abhängig von der grundsätzlichen Struktur des Gewässers und dessen natürlicher Grundbelastung, ob es sich z.B. um einen schnell fließenden Gebirgsbach mit der Grundgewässergüte von I oder einem langsamfließenden Tieflandfluß mit einer natürlichen Gewässergüte von II handelt.

#### 4.1.2. Emission aus Kläranlagen

Zum Vergleich kurz die in der 1. EVO angegebenen Grenzwerte:

Größe	BSB <sub>5</sub>	CSB	TOC
>50 - 500	25	90	30
500 - 50.000	20	75	25
>50.000	15	75	25

Die weitgehende Reduktion der organischen Verschmutzung ist bei den heutigen Anforderungen an die Kläranlagen (Nitrifikation) unter Normalbetrieb kein Problem mehr. Hohes Schlammalter und längere hydraulische Aufenthaltszeiten garantieren eine hohe Sicherheit für den Abbau von leicht und teilweise auch der schwer abbaubaren Verbindungen. Als Beispiel für die Ablaufsituation (Tab. 3) wurden die Kläranlagendaten (Jahresmittelwerte, die Kläranlagen des See-einzugsgebiets wurden hier ausgenommen) aus dem Burgenland ausgewertet (Statistisches Jahrbuch Burgenland 1993). Die Einteilung der Größenklassen erfolgte entsprechend der durchschnittlichen Wassermenge.

Tab. 3: CSB und TOC vom Burgenland 1993

Entsprechend Q Anteil an Ges. menge	50 - 500 EGW 0,77 %		> 500 EGW 99,2 %	
	CSB	TOC	CSB	TOC
25 %	29,6	9,2	17,3	6,2
50 %	38,8	12,9	22,2	7,3
75 %	52,3	15,6	29,8	9,1
85 %	52,9	17,8	39,2	12,3
98 %	187,7	65,2	107,6	34,1
min. - max.	13,4 - 209,6	4,7 - 72,9	11,2 - 188,7	4,0 - 49,0
n	8,0	8,0	40,0	39,0
Mittelwert	57,9	19,2	30,2	9,8

Es zeigte sich, daß bei den Anlagen > 50 EW auch der 85 %-Wert noch ganz wesentlich unter den in der EVO geforderten Werten liegt

Zur Beurteilung der chemischen Gewässerbelastung gibt es in der Literatur verschiedene Wertgrenzen. Ein Vergleich der burgenländischen Ablaufwerte mit derartigen Einteilungsschemata ist schwierig, da vom Burgenland nur CSB-Werte vorliegen. Das BSB<sub>5</sub> : CSB-Verhältnis steigt mit zunehmender Reinigung in der Kläranlage an, das BSB<sub>5</sub> : CSB-Verhältnis der Einteilungsschemata entspricht aber im wesentlichen dem von Roh- bzw. nur teilgereinigtem Abwasser. Eine Übertragung wäre nur an Hand von BSB<sub>5</sub>-Werten möglich.

Kritische Probleme fürs Gewässer ergeben sich dann, wenn es zum Einleiten von Rohabwasser oder Mischabwasser kommt. Das kann bedingt sein durch Betriebsprobleme, wie z.B. Überlastung der Kläranlage oder Probleme mit Bläschlamm und Schlammabtrieb, oder bei Starkregen und Mischkanalisation. Hier kommt es zum Abschlagen von Regen- und Rohabwasser ins Gewässer. Nach BORCHARDT (1991) kann es zu einer synergistischen Beziehung zwischen hydraulischer Belastung und stofflicher Belastung kommen, d.h. die Populationsverluste sind höher als bei alleiniger stofflicher Belastung.

Das Einhalten der Grenzwerte kann aber auch bei hohem Industriewasseranteil mit hoher nicht abbaubarer Restverschmutzung zum Problem werden, hier ist ein Einfluß auf die biologische Gewässergüte nicht zu erwarten.

## 4.2. Phosphor

### 4.2.1. Bedeutung für das Gewässer

Da die organische Belastung von Fließgewässern durch Kläranlagen weitgehend von diesen ferngehalten wird, ist aus heutiger Sicht die Gewässerbelastung mit Nährstoffen und dem daraus resultierenden Pflanzenwachstum (Eutrophierung) eines der Hauptprobleme. Die Primärproduktion ist der Zuwachs von pflanzlicher Biomasse unter  $\text{CO}_2$ -Aufnahme (Photosynthese). Ihre Intensität wird als Trophie verstanden, eine Zunahme des Trophiegrades eines Gewässers als Eutrophierung. Grundsätzlich ist die Eutrophierung ein durchaus natürlicher Prozeß, er kennzeichnet die Seenalterung. Der anthropogen bedingte vermehrte Eintrag von Nährstoffen hat jedoch zu einer deutlichen Beschleunigung dieser „Alterungsprozesse“ geführt. Lange Zeit galt die Eutrophierung als ausschließliches Problem stehender Gewässer, während bei Fließgewässern das Problem der saprobiellen Belastung beachtet wurde. Die Beseitigung der organischen Belastung zeigt erst jetzt deutlich, daß auch Fließgewässer durch Eutrophierung gefährdet sind.

Grundsätzlich ist für das Wachstum der autotrophen Organismen nicht die Konzentration eines Einzelstoffes, sondern deren Relation zu anderen essentiellen Nährstoffen von Bedeutung. Ein ausgewogenes Nährstoffverhältnis wird mit  $\text{N}:\text{P} = 16:1$  angenommen,  $\text{N}:\text{P} < 10:1$  wird üblicherweise als stickstofflimitiert,  $\text{N}:\text{P} > 20:1$  als phosphorlimitiert bezeichnet (JUNGWIRTH, MOOG, 1995). Bei den meisten Fließgewässern, Seen und Aestuaren ist Phosphor der limitierende Nährstoff. Das bedeutet, eine Reduktion der Phosphorfracht hat bei der Reduktion der Eutrophierung einen ganz wesentlichen Stellenwert.

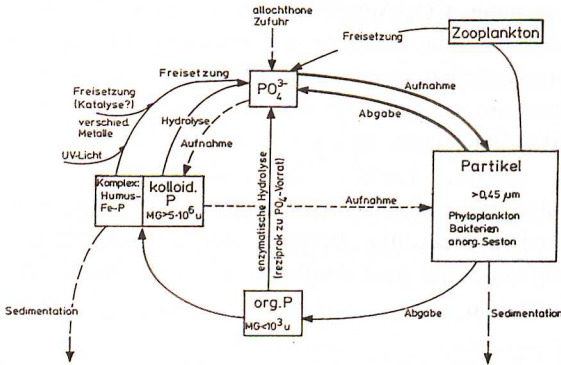
In den Kläranlagenabläufen werden folgende Phosphorfractionen ermittelt:

- Orthophosphat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ): Hier handelt es sich um den gelösten anorganischen Phosphor. Er kann zu 100 % als algenverfügbar angesehen werden (STEINBERG, 1989)
- partikulärer Phosphor: Bei Ablaufproben handelt es sich hier vornehmlich um den organisch gebundenen partikulären Phosphor, bei Fließwasserproben kann auch anorganisch gebundener partikulärer Phosphor dabei sein. Über die

Zahlen angeben, sie ist stark abhängig vom anorganischen Anteil und reicht von 0 - 90% (STEINBERG, 1989).

Beim Eintrag in ein Fließgewässer unterliegen die einzelnen Phosphorfraktionen vielfachen Umwandlungen (Abb. 3).

Abb. 3: P-Dynamik im Freiwasser (STEINBERG, 1989)



Der Austausch zwischen den einzelnen P-Fractionen wird sowohl durch biotisch gesteuerte Vorgänge (Algen- und Wasserpflanzen) als auch durch physikalisch-chemische Prozesse (Sorption/Desorption an organischen und mineralischen Sedimentpartikeln und Schwebestoffen) herbeigeführt. Welche der beiden Mechanismen in einem Gewässer die wesentlichere Rolle spielt, ist gewässerspezifisch (STEINBERG, 1989).

Der Austrag von Phosphor aus dem System kann nur über Ablagerungen von Flußsedimenten auf Überschwemmungsflächen, nahezu beständigen Ablagerungen (z.B. vor Staustufen) oder Ausbaggerung erfolgen. Alle anderen Ablagerungen sind Retentionen unterschiedlicher Dauer aber hinsichtlich der Fernwirkung (Unterlieger, Küstenbereich) eutrophierungsrelevant. Der Wechsel von Niedrigwasser mit Hochwasserereignissen hat für die aktuell gemessene Konzentration und für den Weitertransport der Frachten eine wichtige Funktion. Bei Niedrigwasser wird der an Partikel sorbierte Phosphor abgelagert,



Hochwasserereignisse mobilisieren wiederum diese Ablagerungen. WAGNER (1989) schätzt, daß bei Wassermengen  $> MQ$  meist  $> 50\%$  der Jahresfracht gelöster Stoffe und  $> 90\%$  der Jahresfracht partikulärer Stoffe transportiert werden.

Die Auswirkung des Phosphoreintrags ins Gewässer sind indirekt, d.h. er wirkt über die von ihm ausgelöst Eutrophierung. Folgende Folgen ergeben sich durch die Eutrophierung:

- **Sekundärverschmutzung:** Das Wachstum der autotrophen Organismen (v.a. Algen) führt im System zu einem Aufbau organischer Kohlenstoffverbindungen, die beim Abbau durch Bakterien eine erhebliche organische Belastung des Gewässers bedeuten. Der algenbürtige Anteil an der organischen Gesamtbelastung läßt sich aus der Korrelation von  $BSB_5/Chlorophyll\ a$  ermitteln. Nach einer Literaturzusammenfassung bei NUSCH et al.(1991) lassen sich folgende Relationen angeben:

Pro  $\mu g/l\ P$  wird etwa  $0,5 - 1\ \mu g/l$  Chlorophyll erzeugt.

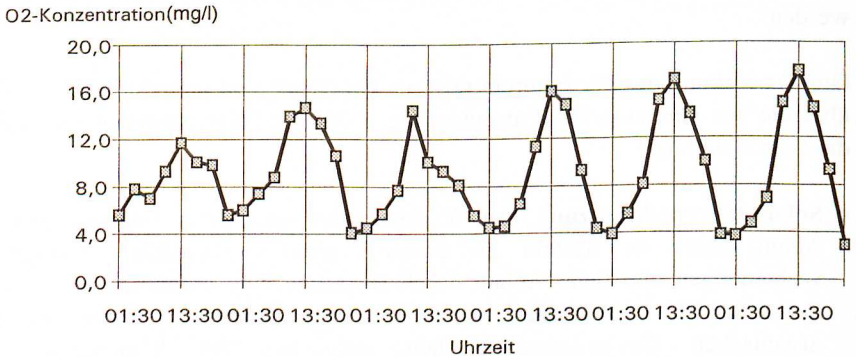
Pro  $\mu g/l\ Chl.$  steigt der CSB um  $80 - 110\ \mu g/l$  und der  $BSB_5$  um etwa  $20 - 60\ \mu g/l$ .

Nach Erfahrungen an der Ruhr treten Sauerstoffmangelerscheinungen, v.a. in der Nacht oder in Stauräumen meist dann auf, wenn ein Algengehalt von  $150\ \mu g/l\ Chl.$  überschritten wird.

Der enge Zusammenhang zwischen der Trophie und der Saprobie wird dadurch deutlich.

- **Verstärkte  $O_2$ -Amplitude und pH-Amplitude:** Die Aktivität der Algen und Wasserpflanzen führt zu teilweise extremen  $O_2$ - und pH Schwankungen. Am Tag wird durch die lichtabhängige Photosynthese  $CO_2$  verbraucht und in Biomasse umgewandelt, dabei wird  $O_2$  abgegeben und der pH steigt an. In der Nacht werden, neben der bakteriellen Abbautätigkeit, von den Algen und Pflanzen zur Deckung des Energiebedarfs die gespeicherten Kohlenstoffverbindungen veratmet, d.h. es wird  $O_2$  verbraucht und  $CO_2$  abgegeben, der pH sinkt (Abb.4)

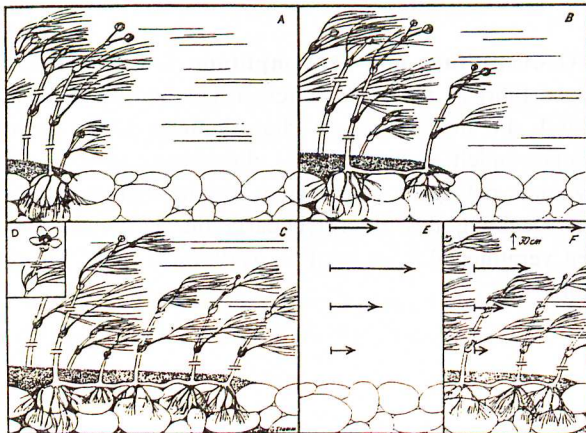
Abb.4: Einfluß des Wachstums von Algen und Bakterien auf die Sauerstoffganglinie eines Fließgewässers



Gerade im Frühling und Sommer führt das Zusammentreffen von steigenden Temperaturen und hohen pH-Werten zu ganz erheblichen Verschiebungen des  $\text{NH}_3/\text{NH}_4$ -Gleichgewichts in Richtung  $\text{NH}_3$  (siehe Kap.4.3.1.). Gleichzeitig setzt die O<sub>2</sub>-Schwankung die Fische einem starken Streß aus, sodaß ihre Anfälligkeit gegenüber Störungen wesentlich größer wird.

- **Verlandung:** Das massive Verkrauten kann die hydraulische Durchlässigkeit herabsetzen

Abb.5: Zusammenhang Verkrautung - Sedimentation (THOMAS,1975)



Nach Abb. 5 treibt z.B. der flutende Hahnenfuß bei Überdüngung reichlich Ausläufer, die ins schlammfreie Geröll vordringen. Im Gewirr der Stengel sinkt die Fließgeschwindigkeit über der Gewässersohle gegen Null, Schlamm lagert sich ab und ermöglicht ein noch üppigeres Wachstum. Ein Verstopfen des Interstitialsystems mit all den erwähnten Konsequenzen ist die zusätzlich Folge.

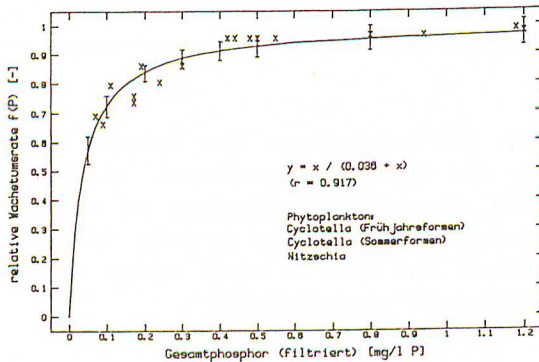
- **Artenverschiebung:** Mit zunehmendem Nährstoffgehalt ändert sich die auftretende Algen- und Makrophytengesellschaft. Die Verringerung der Fließgeschwindigkeit sowie die Verschlammung der Sedimente hat eine Änderung der tierischen Benthalebewohner zur Folge. Sauerstoffmangel und Verschlammung führen aber auch zu einem Verlust von empfindlichen Fischarten, „Allerweltsarten“ werden gefördert.
- **Beeinträchtigung der anthropogenen Gewässernutzung:** Trinkwassergewinnung, Nutzung als Badegewässer u.a. können massiv beeinträchtigt sein.

Aus allen diesen Faktoren wird deutlich wie wichtig es ist, die Reduktion der Eutrophierung zu erreichen.

Als wesentlich für das Ausmaß der Trophie lassen sich folgende Einflußgrößen charakterisieren:

- **Phosphorgehalt:** Phosphor gilt als limitierender Nährstoff, d.h. seine Konzentration bestimmt unter sonst nicht limitierten Bedingungen (s.u.) das Ausmaß der Primärproduktion. Das Wachstum der autotrophen Biomasse erfolgt unter nicht limitierten Bedingungen nach Michaelis-Menten. In der Literatur werden unterschiedliche Angaben der Substratkonzentration bei halber maximaler Wachstumsgeschwindigkeit ( $K_s$ ) angegeben. Sie differieren nach Algentyp und aber auch ob es sich um isolierte Algen oder Versuche mit natürlichen Algenpopulationen handelt. In Abb. 6 ist der Einfluß des Phosphors auf die relative Wachstumsrate einer natürlichen Phytoplanktonpopulation aus dem Main dargestellt.

**Abb. 6:** Einfluß des filtrierten Phosphors auf die relative Wachstumsrate einer natürlichen Phytoplanktonpopulation (KOPF, PÖHLMANN, 1989)



Der  $K_s$ -Wert liegt bei 0,036 mg/l P, ab Konzentrationen von 0,2 mg/l reagieren die Wachstumsraten weniger stark auf Phosphoränderung, d.h. haben weniger Reservekapazität sich Änderungen anzupassen.

Dieser Zusammenhang zwischen Phosphorgehalt und photoautotropher Biomasse (angegeben als Chl.a) wird auch bei den verschiedenen Einteilungsschemata zur Bestimmung des Trophiegrades genutzt.

- **Lichtverhältnisse:** Der autotrophe Stoffwechsel der Pflanzen braucht für die Photosynthese Licht, d.h. die Lichtintensität und die Dauer bestimmen ganz wesentlich das Ausmaß der Eutrophierung sowie das auftretende Artenspektrum. So gibt es typische Schwachlichtpflanzen und Starklichtpflanzen. Das Ausmaß des Lichteinfalls wird bei kleineren Gewässern ganz wesentlich vom Ufergehölz beeinflusst, ein Abholzen kann zu drastischer Zunahme von autotrophen Organismen führen. Bei großen Fließgewässern, bei denen kein Kronenschluß mehr möglich ist, bewirken oft anorganische Partikel oder planktische Organismen eine Trübung des Wasserkörpers und somit eine Lichtlimitierung.
- **Turbulenz:** Sie beeinflusst das Artenspektrum sowie die Nährstoffaufnahme der festsitzenden Biomasse durch die fließende Welle. RUTTNER gibt eine „eutrophierende Wirkung der Strömung“ an. Höhere Fließgeschwindigkeiten

führen zu einer erleichterten Aufnahme der gelösten Nährstoffe durch Änderung des Konzentrationsgefälles zum Organismus hin.

- **Aufenthaltszeit:** Die Fließzeit ist als wachstumsbegrenzender Faktor von freischwebendem Phytoplankton bei Fließgewässern von entscheidender Bedeutung. Die Entwicklung von autochthonem Phytoplankton ist erst möglich, wenn die Fließzeit der Generationszeit der Algen entspricht. Für isolierte Algen werden bei maximalem Wachstum Verdoppelungszeiten von 0,8 - 2 Tagen angegeben, d.h. bei einer Fließgeschwindigkeit von 1 m/s kommt es erst nach 69 - 170 km zur Verdoppelung (bei maximaler Wachstumsgeschwindigkeit, d.h. nicht limitierten Bedingungen).

Das Zusammenwirken aller oben genannten Einflußgrößen wird in der folgenden Tabelle 5 zusammengefaßt. Sie zeigt die Eutrophierungsneigung von Fließgewässern in Abhängigkeit von Abflußcharakter, Beschattung und Nährstoffverhältnissen.

Tab. 5: Eutrophierungsneigung von Fließgewässern in Abhängigkeit von Abflußcharakter, Beschattung und Nährstoffverhältnissen (NUSCH et al., 1991)

Gewässertyp	Abflußcharakter	Beschattung	Eutrophierungsneigung
Quelle und Quellbach	frei fließend	vorhanden	nicht vorhanden
Quelle und Quellbach	frei fließend	fehlend	Förderung von Makrophyten oder Aufwuchs (einschl. Fadenalgen), aber wegen Nährstoffmangel in der Regel gering
Oberlauf	frei fließend oder mit kleinem Stau	vollständig vorhanden	kaum vorhanden
Oberlauf	gestaut (z.B. großer Teich)	fehlend	Förderung von Makrophyten, Aufwuchs (einschl. Fadenalgen) und/oder Plankton, u.U. hohe Produktion mögl.
Oberlauf	frei fließend	fehlend	insbes. Makrophyten und/oder Aufwuchs, u.U. hohe Produktion möglich (nährstoff-, abfluß- und trübstoffabhängig)
natürliche Gebirgstauseen	gestaut	fehlend	Förderung von Makrophyten und/oder Aufwuchs, wegen Nährstoffmangel und Trübstoffen in der Regel gering
Seeabfluß	frei fließend	in der Regel fehlend, u.U. hohe Transparenz des Wassers	Plankton aus dem See, Aufwuchs, Makrophyten, wegen rel. geringem Nährstoffgehalt auf zusätzlichen Nährstoffeintrag besonders empfindlich reagierend (besonders Aufwuchs)

Gewässertyp	Abflußcharakter	Beschattung	Eutrophierungsneigung
Mittellauf	frei fließend	nicht mehr vollständig möglich	Förderung von Aufwuchs und/oder Makrophyten u.U. hohe Produktion möglich (nährstoff-, abfluß- und trübstoff-abhängig)
Mittellauf	gestaut	nicht mehr vollständig möglich	vorwiegend Plankton, u.U. hohe Produktion möglich in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot und Trübung, Lichtlimitierung durch Selbstbeschattung möglich
Unterlauf	frei fließend	nicht mehr möglich	Plankton, u.U. hohe Produktion, Lichtlimitierung durch Selbstbeschattung möglich
Altwasser	schwach fließend	oft nicht mehr möglich	Schwimblattpflanzen, Wasserlinsen oder Plankton, u.U. hohe Produktion
Stauseen und Flußstau im Unterlauf	gestaut	nicht mehr möglich	sehr starke Förderung von Plankton, z.T. Wasserblütenbildung

Die Frage von einheitlichen Qualitätszielen ist insofern schwierig als bedingt durch die in Tab. 5 dargestellte natürliche Verschiedenheit der aufnehmenden Vorfluter es nicht möglich und auch nicht sinnvoll ist, einen einheitlich gültigen Wert zu definieren. Erklärtes Ziel eines ökologisch orientierten Gewässerschutzes ist die Erhaltung bzw. Wiedergewinnung der Vielfalt auf dem trophischen Niveau. Für ein nach Gewässertypen differenziertes Gesamtsystem von Qualitätszielen fehlen derzeit noch die wissenschaftlichen Grundlagen. Als allgemeines Ziel auch im Hinblick auf die Endaufnehmer, die Meere, gilt jedoch eine Verminderung der Nährstoffeinträge.

Für den Gewässertyp „gestauter Fluß“ können nach NUSCH et al. (1991) Qualitätsziele festgelegt werden, die sich nach Meinung der Autoren sich insofern auch auf kleinere und schnell fließende Gewässer ausdehnen lassen, als daß auch kleine Gewässer irgendwann in größere, langsam fließende Gewässer einmünden können oder selbst zu diesen werden. Es ist somit für diesen Bereich die Konzentration von Bedeutung, sonst gilt die Frachtbetrachtung im Sinne der Fernwirkung. Die Begrenzung der Eutrophierung gestauter Fließgewässer begründen NUSCH et al. (1991) im Erhalt eines ausgeglichenen Sauerstoffhaushaltes. Als tolerabel geben die Autoren 0,16 - 0,2 mg/l Ges. P im Gewässer an, wenn damit die Algenentwicklung 0,1 - 0,15 mg/l Chl.a entspricht. Als Qualitätsziel gilt 0,05 - 0,15 mg/l Ges. P. Alle Werte gelten für die Vegetationszeit und einer im Niedrigwasserbereich liegenden Bezugswasserführung.

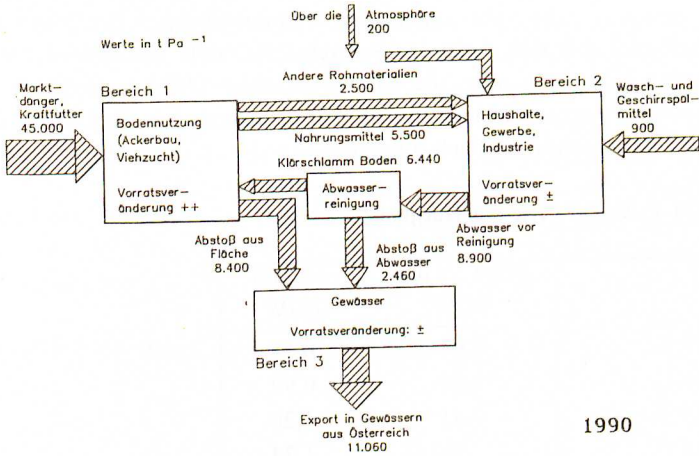
Im Entwurf vom Juni 1993 zur österreichischen Immissionsverordnung liegen die Konzentrationen für Gesamtphosphor in Berglandgewässern bei 0,07 mg/l Pges, in Flachlandgewässern bei 0,15 mg/l Pges (Seeneinzugsgebiet ausgenommen).

#### **4.2.2. Quellen des Phosphoreintrages ins Gewässer**

Zur Abschätzung des abwasserbürtigen Anteils an der Gesamtphosphorbelastung österreichischer Fließgewässer gibt es keine Bilanz, die auf aktuelle Daten zurückgreift. Die in Abb. 7 dargestellte Prognose (FLECKSEDER, 1993) wurde 1985 erstellt und basiert auf Erhebungsdaten von 1981. Die wesentlichen legistischen Änderungen, die sich auf die Phosphoremission auswirken, sind bei dieser Darstellung ansatzweise eingearbeitet. Die Umsetzungen dieser Ansätze ist allerdings nur zum Teil erfolgt.



Abb. 7: P-Bilanz für gesP, „Nullvariante“ für Poly-P + Simultanfällung



Deutlich wird, daß die P-Belastung von Fließgewässern aus dem Abstoß aus der Fläche (zu wesentlichen Teilen aus der Landwirtschaft) sowie aus dem Abstoß von Abwasser resultiert. Der Abwasseranteil ist dabei mit ca. 30 % am Gesamtabstoß, der geringere. Effiziente Maßnahmen zur Eutrophierungsreduktion beinhalten somit Maßnahmen auf beiden Seiten.

#### 4.2.3. Emission aus Kläranlagen

Das 1. EVO schreibt folgende Ablaufkonzentrationen vor:

	PO <sub>4</sub> -P mg/l	Ges. P mg/l
< 1.000 EGW	keine Vorschriftung	
1.000 - 5.000 EGW	1	1,5
> 5.000 EGW	0,8	1
> 30.000 EGW im Seeinzugsgebiet	0,2	0,3

Die Konzentration des gelösten Phosphors (PO<sub>4</sub>-P) im Ablauf ist grundsätzlich eine relativ einfach zu regelnde Größe. Sie ist im Rahmen des Löslichkeitsproduktes bestimmt durch die zugegebene Fällmittelmenge. Die partikuläre Phosphorfraktion ergibt sich durch den Schwebstoffabtrieb. Als Beispiel für die Ablaufsituation (Tab. 6) wurden die Kläranlagendaten (Jahresmittelwerte, die Kläranlagen des Seeinzugsgebiets wurden ausgenommen) aus dem Burgenland ausgewertet (Statistisches Jahrbuch Burgenland 1993).

Tab.6: PO<sub>4</sub>-P Ablaufwerte aus Burgenland 1993

	1.000 - 5.000 EGW	> 5.000 EGW
25 %	0,67	0,58
50 %	1,55	0,92
75 %	2,41	1,26
85 %	2,8	1,74
98 %	3,5	2,77
min. - max.	0,35 - 3,41	0,42 - 3,01
Anzahl	21	14
Mittelwert	1,61	1,1

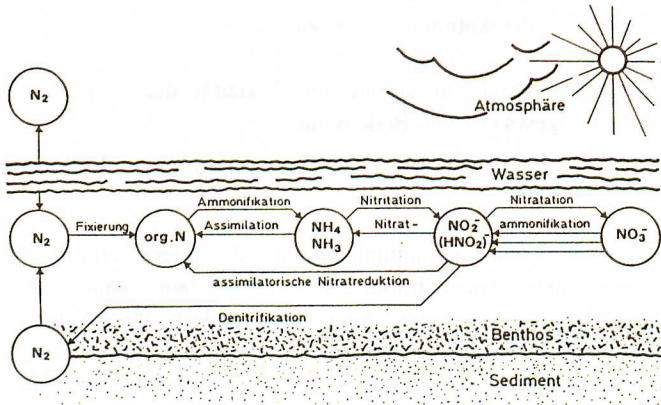
Die Grenzwerte der EVO wurden in ca. 60 % der Fälle (gemessen am Jahresmittelwert) sowohl bei den größeren Anlagen (> 5.000 EGW) wie auch bei den kleineren Anlagen (> 1.000 < 5.000) überschritten. Die 85 %-Werte betragen in beiden Fällen mehr als das Doppelte des Grenzwertes.

Betriebsstörungen wie z.B. Schlammabtrieb und bei Mischwassereinleitung ins Gewässer können zu deutlich höheren Ablaufkonzentrationen führen. Höhere PO<sub>4</sub>-P Werte beim Ablauf können, abgesehen von einer unzureichend dosierten Fällmittelmenge aber auch durch Zusatzstoffe z.B. bei Waschmitteln verursacht sein. So sind Phosphonate (als Ersatzstoff für Polyphosphate in Waschmitteln) nicht fällbar, adsorbieren jedoch teilweise an Schlammflocken, im Gewässer werden sie allerdings durch UV-Strahlung zu algenverfügbarem Phosphor zerlegt.

### 4.3. Stickstoff

Bei der Emission von Kläranlagenabläufen in ein Fließgewässer handelt es sich im wesentlichen um die im Wasser gelösten Verbindungen Ammonium ( $\text{NH}_4$ ), Nitrat ( $\text{NO}_3$ ) und Nitrit ( $\text{NO}_2$ ). Der in organischen Verbindungen enthaltene Stickstoff wird als Summe im Parameter organischer Stickstoff (orgN), alle Stickstoffverbindungen zusammen im Parameter Gesamtstickstoff (gesN) erfaßt. Die einzelnen Fraktionen stehen durch die Aktivität der Mikroorganismen zueinander in Verbindung, wobei diese Vorgänge sowohl in der Kläranlage wie auch im Vorfluter ablaufen können. Folgende Umsetzungsvorgänge sind vorherrschend (Abb. 8):

Abb. 8: Stickstoffkreislauf im Fließgewässer (aus WOLF, 1991)



Die Nitrifikation sowie der Stickstoffeinbau in organische Substanz erfordern Sauerstoff. Die Denitrifikation und die Nitratammonifikation laufen unter sauerstofffreien Bedingungen ab. Aus Abb. 8 wird ein großer Unterschied des Stickstoffs gegenüber dem Phosphor ersichtlich, der Stickstoff kann über die Denitrifikation gasförmig als  $\text{N}_2$  aus dem System ausgetragen werden. Es ist somit im Verlauf der Fließstrecke bei gegebenen Bedingungen eine echte Frachtreduktion auf diesem Wege möglich.

Beim Parameter gesamter Stickstoff ist die Fracht von Bedeutung, beim Ammonium ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) ist bedingt durch die Toxizität auch die Konzentration zu beachten.

#### 4.3.1. Ammonium/Ammoniak

Ammonium ist ein wesentlicher Bestandteil des Abwassers. In der Kläranlage wird durch Einbau in Biomasse und Oxidation (Nitrifikation) die Konzentration deutlich reduziert, ob Nitrifikation auftritt hängt vom Schlammalter ab.

Die Wirkung von Ammonium ist:

- eine direkte, d.h. toxische Wirkung als Ammoniak  $\text{NH}_3$
- eine indirekte, als Nährstoff für das Pflanzenwachstum
- Sauerstoffbedarf der Nitrifikation im Gewässer

Es ist bei diesem Parameter auf Grund der Toxizität die Betrachtung der Konzentration im Fließgewässer von Bedeutung.

##### 4.3.1.1. Toxische Wirkung

Die toxische Wirkung von ammoniumhaltigen Abwässern ergibt sich im Wesentlichen aus der Konzentration des mit dem Ammonium im Dissoziationsgleichgewicht stehenden Ammoniaks ( $\text{NH}_3$ ). Der Anteil dieser nicht ionisierten Form am Gesamt-Ammonium wird im wesentlichen bestimmt durch den pH-Wert und die Temperatur. Aber auch die Salinität ist dabei von Bedeutung.

Die zur Berechnung entsprechenden Formeln wurden von SCHWOERBEL et al. (1991) übernommen.

$$pKa^\circ = 0,09018 + \frac{2729,92}{273,2 + T} \quad (\text{EMERSON et al., 1975})$$

$$\text{dabei ist: } pKa^\circ = -\log \frac{(\text{NH}_3)(\text{H}^+)}{(\text{NH}_4^+)} \quad (\text{Gleichgewichtskonstante})$$

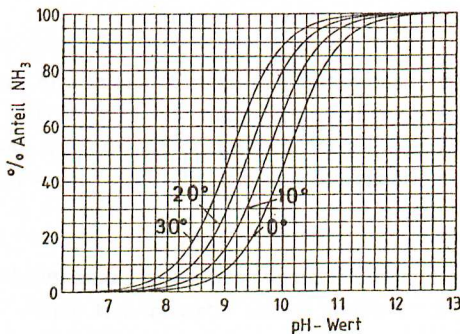
$$T = \text{Temperatur in } ^\circ\text{C}$$

Für die Berechnung des prozentualen Anteils von Ammoniak am Gesamt-Ammonium benötigt man:

$$\% \text{ NH}_3 = \frac{100}{1 + \text{anti log}(pK_a^\circ - pH)}$$

Diese mathematische Beziehung ist in Abb. 9 dargestellt:

**Abb. 9:** Vorkommen von  $\text{NH}_3$  und  $\text{NH}_4$  in Abhängigkeit vom pH-Wert und Temperatur



Bei einer Salinität von 32 - 40 ‰ liegt der Anteil des Ammoniaks unter gleichen Bedingungen (Temperatur und pH) um bis zu einem Fünftel niedriger als im Süßwasser.

Die Toxizität ist jedoch keine absolute Stoffeigenschaft, sondern ergibt sich erst aus der Wechselwirkung mit dem lebenden Organismus. Sie ist abhängig von

- **Organismenart und Größe:** Im Gewässerökosystem gelten die Fische als am empfindlichsten gegenüber  $\text{NH}_3$  (GAMMETER, FRUTIGER, 1989; SCHWOERBEL et al., 1991). Innerhalb der Fische gelten Salmoniden allgemein empfindlicher als Nicht-Salmoniden, z.B. karpfenartige Fische (Cypriniden). Aber auch das Alter der Fische ist von Bedeutung. Während Fischeier weitgehendst unempfindlich gegenüber Ammoniak sind (SCHWOERBEL et al., 1991, geben für Regenbogenforelleneier als akute Toxizität LC-50/ 24h Werte  $> 3,85 \text{ mg/l NH}_3$  an), steigt die Empfindlichkeit

der Brut (SCHWOERBEL et al., 1991, geben für die genannten Regenbogenforellen LC-50/24h von 0,05 mg/l NH<sub>3</sub> an). Ammoniak im Wasser führt häufig zum Absterben der Brut. Nach THURSTON et al.(1981) steigt mit zunehmender Größe der Fische die Empfindlichkeit.

- **Sauerstoff- und CO<sub>2</sub>-Konzentration:** Niedrige O<sub>2</sub>-Konzentrationen im Gewässer können bei Fischen zur Veränderung der pH-Verhältnisse an der Kiemenoberfläche (die Verminderung des respiratorisch ausgeschiedenen CO<sub>2</sub> führt zu einem pH-Anstieg) und somit zu einer Erhöhung des NH<sub>3</sub>-Anteils führen. Das Ausmaß der Beeinflussung wird mit zunehmender Konzentration von freiem CO<sub>2</sub> im Wasser vermindert.
- **pH-Wert:** Der pH-Wert beeinflusst nicht nur den Anteil von toxischem NH<sub>3</sub> am Ammonium, sondern auch dessen Wirksamkeit. THURSTON et al. (1981) konnten bei pH = 6,5 bei juvenilen Forellen eine höhere akute Toxizität (LC-50 = 0,158 mg/l NH<sub>3</sub>) als bei höherem pH-Wert (pH = 8,29, LC-50 = 0,799 mg/l NH<sub>3</sub>) feststellen.
- **Dauer der Exposition:** Diesem ganz wesentlichen Faktor wird die getrennte Bestimmung von Kurzzeitwirkung (akute Toxizität z.B. nach 24h, 96h) und chronischer Toxizität (Versuchsdauer umfaßt bis zu einigen Lebenszyklen) gerecht. Beim Vergleich der Werte ist allerdings zu beachten, daß die akute Toxizität i.R. die LC-50 (letale Konzentration bei 50 %) erfaßt, während bei der chronischen Toxizität vielfach die NOEC (No Observed Effective Concentration) bzw. die LOEC (Lowest Observed Effective Concentration) ermittelt wird. Tab. 7 zeigt eine Zusammenstellung von akuten Toxizitätskonzentrationen (LC-50/48h), eine Zusammenstellung von chronischen Toxizitätskonzentrationen zeigt Tab.8.

Tab 7: Akute Toxizität (SCHWOERBEL et al., 1991)

Organismus	LC-50/96h
Evertebraten	0,56 - 2,07 mg/l NH <sub>3</sub>
Fische	0,05 - 3 mg/l NH <sub>3</sub>
Salmoniden	0,2 - 1 mg/l NH <sub>3</sub>
Cypriniden	2 - 3 mg/l NH <sub>3</sub>

Tab. 8: Chronische Toxizität (SCHWOERBEL et al., 1991)

Organismus	NOEC/LOEC (mg/l NH <sub>3</sub> )	Hemmeffekt LC-50/96h
Nitrosomonas	10	Nitrifikation
Algen	50	Photosynthese
Fische		
Salmoniden	0,01 - 0,1	Fortpflanzung/Überleben
Cypriniden	0,1 - 1	Fischbrut/Wachstum/Überleben

- **Gleichmäßigkeit der Belastung:** Untersuchungen von THURSTON et al. (1981) zeigten eine höhere Empfindlichkeit (gemessen als LC-50/96h) bei regelmäßig schwankenden NH<sub>3</sub>-Konzentrationen (LC-50 Wert lag ca. 20 - 30 % niedriger) im Vergleich zu Testbedingungen mit gleichbleibender Konzentration. Ein kurzfristiger Stoß (2,5 Stunden) mit Konzentrationen 60 % über dem LC-50 Wert (LC-50/96h lag bei 0,3 mg/l NH<sub>3</sub>, Stoß bei 0,48 mg/l NH<sub>3</sub>) wurde jedoch bei einer nachfolgenden Regenerationszeit (92h) bei Konzentrationen unter dem LC-50 Wert von 40 % der Testfische überlebt
- **Anpassung:** THURSTON et al. (1981) konnten eine Anpassung der Regenbogenforellen nachweisen. Nach vorheriger Anpassungszeit an NH<sub>3</sub>-Konzentrationen unter der Letalkonzentration lagen die LC-50 Werte über jenen von Vergleichsfischen.

Die Summe dieser Einflußfaktoren verdeutlicht einerseits die Schwierigkeit der Übertragung der meist im Labor ermittelten Toxizitätswerte auf das Gewässersystem (im Freiland wurden auch bei höheren Konzentrationen noch keine Fischschäden beobachtet) und andererseits die Schwierigkeit einer allgemein gültigen Grenzwertbestimmung. So ist in einem eutrophierten, unbeschatteten Gewässer mit stark schwankenden Temperatur- und pH-Werten die Ausgangslage für die Gewässerbewohner eine andere als in einem schnell fließenden, gut gepufferten, nur gering mit Pflanzen bewachsenen Gewässer.

Die EG-Fischgewässer-Richtlinie (1978) ist hier dem Vorsorgegedanken mit der Festlegung eines einheitlich gültigen Grenzwertes von 0,025 mg/l NH<sub>3</sub> (= 0,02 mg/l NH<sub>3</sub>-N) gefolgt, als Leit- oder Richtwert gibt sie allg. 0,005 mg/l

$\text{NH}_3$  (= 0,004 mg/l  $\text{NH}_3\text{-N}$ ) an. (Als dazugehörender  $\text{NH}_4$ -Wert wird hier 1 mg/l  $\text{NH}_4$  angegeben. Hier wurden offenbar der Zusammenhang mit der Temperatur und dem pH nicht berücksichtigt. Bei pH = 8,5 und 20 °C treten bei 1 mg  $\text{NH}_4$  0,11 mg  $\text{NH}_3$ , also mehr als das 4-fache des Grenzwertes, auf).

SCHWOERBEL et al. (1991) geben als letztlich anzustrebende Qualitätsziele für Salmonidengewässer 0,002 mg/l  $\text{NH}_3$  (= 0,0016 mg/l  $\text{NH}_3\text{-N}$ ) und für Cyprinidengewässer 0,01 mg/l  $\text{NH}_3$  (= 0,008 mg/l  $\text{NH}_3\text{-N}$ ) an. Die Tatsache der erheblichen Diskrepanzen zwischen Labor- und Freilanduntersuchungen veranlaßte sie aber, als vorläufiges Qualitätsziel den in der EG-Fischgewässer-Richtlinie angegebenen Wert von 0,025 mg/l  $\text{NH}_3$  (0,02 mg/l  $\text{NH}_3\text{-N}$ ) anzunehmen. Diese Konzentration ist auch in der Immissionsverordnung für Berg- und Flachlandgewässer vorgesehen.

#### 4.3.1.2. $\text{O}_2$ -Verbrauch im Gewässer für Nitrifikation

Indirekt wirkt sich das Einleiten ammoniumhaltiger Abwässer auf den Sauerstoffhaushalt aus. Entsprechend Abb. 8 wird Ammonium im Gewässer je nach Vorhandensein von Wasserpflanzen als N-Quelle aufgenommen und der restliche Anteil von Nitrifikanten unter Sauerstoffverbrauch zu Nitrat umgewandelt. Die Nitrifikation von 1 g  $\text{NH}_4$  zu  $\text{NO}_3$  benötigt 4,3 g  $\text{O}_2$  (der  $\text{O}_2$ -Bedarf für den Zellaufbau wurde bereits abgezogen).

Im Gewässer treten Nitrifikanten bevorzugt sessil, d.h. gebunden an Schwebstoffen, Wasserpflanzen und besonders an der Gewässersohle auf. Die größte Biomasse tritt bei aeroben Feinsedimenten auf, wo sie bis in einige Zentimeter Tiefe nachweisbar sein können. Die Nitrifikationsleistung der fließenden Welle ergibt sich vielfach aus der an Partikeln und Schwebstoffen gebundenen Nitrifikantenmenge. Bei steigender Fließgeschwindigkeit können nun durch Erosion die intensiv besiedelten Feinsedimente in Schwebelage gelangen und so den Anteil der Nitrifikanten in der fließenden Welle erhöhen. Ein gegenläufiger Effekt der Fließgeschwindigkeit ist das bei geringeren Fließgeschwindigkeiten vermehrte Wachstum der Nitrifikanten in der fließenden Welle (wie z.B. bei Unterläufen von großen Flüssen oder Stauhaltung).

Die wesentlichsten Einflußparameter auf die Nitrifikationsleistung sind die Temperatur (unterhalb 5 °C nur noch sehr gering), bei den sessilen Nitrifikanten



die Substratversorgung (d.h. Fließgeschwindigkeit), der Sauerstoffgehalt (Minderleistung bei  $O_2 < 2 - 4 \text{ mg/l}$ ) und die organische Belastung (Konkurrenz mit den heterotrophen Bakterien). Die Diffusion der wesentlichen Substrate in den Biofilm ist von Bedeutung.

Die kritische Konzentration, bis zu der die Ammoniumkonzentration keine gravierende Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt ausübt, ist abhängig von der Sauerstoffaufnahme der Wasseroberflächen (Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, Bodenstruktur, Wind), dem biogenen Sauerstoffeintrag (Algenaktivität) und der organischen Belastung.

#### 4.3.1.3. Quellen von $NH_4$ im Gewässer

Nach WERNER et al.(1991) stammt der größte Teil des kontinuierlich ins Gewässer gelangenden Ammoniums aus dem Abwasser. Der diffuse Eintrag über die Landwirtschaft erfolgt diskontinuierlich und ist v.a. für kleinere Gewässer relevant. Angesprochen sind hier die bei Regenfällen auftretenden Jauche-Gülle-Silage-Abschwemmungen aber auch die Erosion des bodengebundenen Ammoniums, welches im Gewässer löslich wird.

#### 4.3.1.4. Emission aus Kläranlagen

Die 1. EVO sieht derzeit bei Abwassertemperaturen  $> 12 \text{ }^\circ\text{C}$  folgende Grenzwerte vor:

50 - 500 EGW	10 mg/l $NH_4\text{-N}$
> 500 EGW	5 mg/l $NH_4\text{-N}$

Eine Überschreitungsmöglichkeit um 100% ist möglich.

Die Konzentration von  $NH_4\text{-N}$  im Ablauf hängt von der Wahl des richtigen Schlammalters und des richtigen Betriebs der Anlage ab.

Neunzig Prozent der österreichischen kommunalen Kläranlagen sind größer als 500 EW (MOSER, THONHAUSER, 1994) und ein noch deutlich größerer Frachtanfall stammt aus ARAs  $> 500$  EW. Das bedeutet, daß in den Großteil der österreichischen Fließgewässer nach Wirksamwerden der 1. EVO unter Normalbedingungen aus kommunalen Anlagen Konzentrationen  $< 5 \text{ mg/l } NH_4\text{-N}$

gelangen. Die folgende Tabelle 9 zeigt für 5 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  die dazugehörenden  $\text{NH}_3\text{-N}$ -Werte bei unterschiedlichen pH-Wert und Temperatur.

Tab. 9: Die bei 5 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  auftretenden  $\text{NH}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (mg/l  $\text{NH}_3\text{-N}$ ) Grenzkonzentration 0,02 mg/l  $\text{NH}_3\text{-N}$

pH\°C	5	10	15	20	25	
6,5	0,002	0,003	0,004	0,006	0,09	konz.
7,0	0,006	0,009	0,014	0,02	0,028	
7,5	0,02	0,029	0,04	0,06	0,089	verd. 1:10
8,0	0,06	0,09	0,13	0,19	0,27	
8,5	0,19	0,28	0,40	0,56	0,77	
9,0	0,56	0,79	1,08	1,42	1,82	
9,5	1,42	1,86	2,32	2,8	3,22	

Die Bedingungen unter denen der Wert 0,02 mg/l  $\text{NH}_3$  ohne erforderliche Verdünnung eingehalten wird, sind hell unterlegt, die Bedingungen unter denen 5 mg/l  $\text{NH}_4\text{-N}$  eine 10-fache Verdünnung erfordern sind dunkel unterlegt. Die übrigen erfordern ein noch größeres Mischungsverhältnis. Bei einer Verdünnung von 1 : 10 wird somit bis pH 8,0 und bis 20 °C Temperatur die angenommene Grenze von 0,02 mg /l  $\text{NH}_3\text{-N}$  unterschritten. Untersuchungen an verschiedenen Gewässern zeigten pH-Anstiege > 9.

Beispielhaft soll auch hier in Tab. 10 die Auswertung der burgenländischen Daten angeführt werden:

Tab. 10: NH<sub>4</sub>-N Ablaufwerte vom Burgenland 1993

ARA in EW	50 - 500 NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	> 500
25 %	4,9	1,2
50 %	8,1	1,8
75 %	20,3	4,9
85 %	26,6	5,7
98 %	41,9	23,5
min. - max.	0,6 - 44,3	0,4 - 29,3
n	8	40
Mittelwert	14,3	4,2

Bei den Anlagen > 500 EGW liegen bereits heute 75 % der Werte etwas unter den geforderten 5 mg/l NH<sub>4</sub>-N. Es kann dafür die in Tab. 9 angegebene erforderliche Verdünnung angenommen werden. Bei 50 % der Anlagen lag der Durchschnittswert deutlich unter dem geforderten Grenzwert.

Bei Temp. < 12 °C gelten keine NH<sub>4</sub>-Ablaufwerte, d.h. unter Annahme eines NH<sub>4</sub>-N Ablaufwertes von ca. 40 mg/l ergeben sich folgende NH<sub>3</sub>-N-Konzentrationen (Tab. 11).

Tab. 11: mg/l NH<sub>3</sub>-N bei 40 mg/l NH<sub>4</sub>-N

pH/Temp.	5	10	15
7,0	0,05	0,07	0,11
7,5	0,16	0,23	0,34
8,0	0,5	0,73	1,1
8,5	1,5	2,2	3,2

Bei 10-facher Verdünnung, 5 °C und pH-Werten bis 8,0 wird die Grenze +/- eingehalten. Kritisch wird es allerdings, wenn z.B. im Frühjahr die Temperaturen im Gewässer steigen, die Nitrifikation in der Kläranlage und im Gewässer aber nicht zur gleichen Zeit nachziehen. Verursacht gleichzeitig noch die Aktivität autotropher Organismen ein Ansteigen des pH-Wertes sind die zu

dieser Zeit oft ohnehin geschwächten Fische (Laichzeit) bzw. deren Brut gefährdet.

Treten nun Überschreitungen auf, so können folgende Ursachen dafür verantwortlich sein:

- Mischwasser aus Kanalisation: Bei Regenereignissen gelangt bei Mischkanalisation meist Mischwasser direkt ins Gewässer (Regenentlastungen). Auch wenn es über die Kläranlage geleitet wird, können kurzfristige  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Spitzen im Ablauf auftreten (v.a. hydraulisch bedingt).
- Ammoniumspitzen auf Grund stoßartiger Schlammentwässerung, Fremdenverkehr etc.
- rascher Temperaturanstieg - die Nitrifikantenbiomasse nimmt im Frühjahr nur langsam zu, d.h. die Ablauftemperatur ist  $> 12^\circ\text{C}$ , der niedrigere Grenzwert kann aber infolge der noch nicht ausreichend vorhandenen Nitrifikantenbiomasse nicht eingehalten werden.
- Regenereignisse oder Blähschlamm führen zu einem Ausspülen des Schlammes, das Schlammalter sinkt ab - auch hier ist die Biomasse der Nitrifikanten der limitierende Faktor.

Die solcherart verursachten Überschreitungen sind in der Regel zeitlich sehr begrenzt. Inwieweit solch ein kurzfristiges Überschreiten zu drastischen Störungen im Gewässersystem (z.B. Fischsterben) führt, ist wie in Kap. 4.3.1.1 gezeigt wurde von einer Vielzahl von Faktoren wie Eutrophierungszustand, Fischtyp, Jahreszeit etc. abhängig. Bei kurzzeitigen Überschreitungen (im Stundenbereich) ist die hohe Konzentration auf eine Fahne beschränkt, d.h. Fischen ist durch ihr Fluchtverhalten ein Ausweichen möglich. Bei längerandauernden Überschreitungen, wie z.B. nach starken Regenfällen, ist zusätzlich noch durch die synergistische Wirkung von Hydraulik und Toxizität (BORCHARDT, 1991) eine negative Auswirkung wahrscheinlicher.

Es ergibt sich somit für den Gewässerschutz im lokalen Bereich als wesentliches Ziel der Erhalt einer weitgehenden Nitrifikation in der Kläranlage.

## 4.3.2. Gesamtstickstoff

### 4.3.2.1. Folgen im Gewässer

Der Stickstoffgehalt allgemein ist ein essentieller Nährstoff, entsprechend dem erforderlichen Nährstoffverhältnis von N : P und somit eutrophierungsrelevant (Eutrophierungsfolgen siehe Kap. 4.2.1.). Da die Gewässer im Nahbereich von Kläranlagen in der Regel nicht durch Stickstoff limitiert sind, ist der Stickstoff vor allem als Fracht im Hinblick auf dessen Fernwirkung von Bedeutung (Beispiel: Die Nordsee ist N-limitiert).

Stickstoff hat gegenüber dem Phosphor den großen Vorteil, daß er über die Aktivität von heterotrophen Bakterien unter O<sub>2</sub>-freien Bedingungen als N<sub>2</sub> aus dem Wasser entfernt werden kann. Voraussetzung dafür ist eine vorherige Nitrifikation des Ammoniums (NH<sub>4</sub>-N) zu Nitrat (NO<sub>3</sub>-N). Für die Frachtreduktion ist somit die Stickstoffentfernung über Denitrifikation in der Kläranlage von großer Bedeutung. Im Zusammenhang mit dem in Kap. 4.3.1.4. Gesagtem ist aber darauf hinzuweisen, daß für ein Gewässer im Hinblick auf den Betrieb von Kläranlagen die gesicherte Nitrifikation im Notfall im Vergleich zur Denitrifikation den wichtigeren Prozeß darstellt. Die Denitrifikation ist v.a. für die Endaufnehmer (Meere) von Bedeutung.

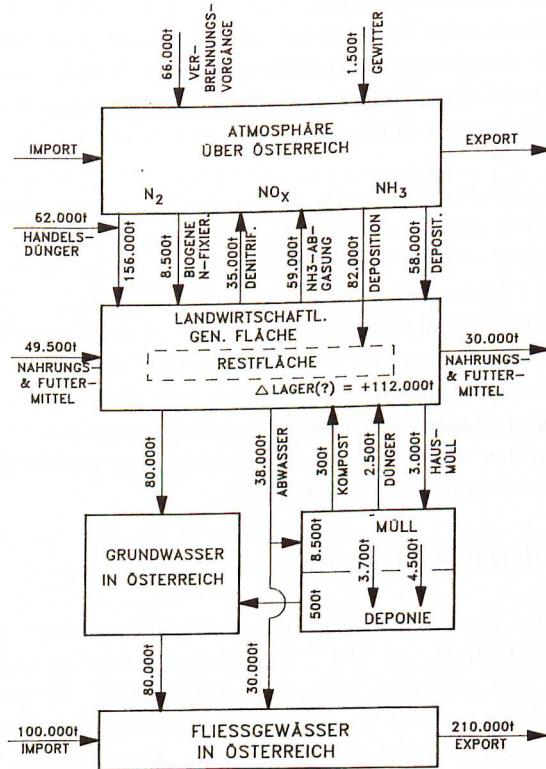
### 4.3.2.3. Stickstoffbilanz und Emission

Das österreichische Wasserrecht trägt diesem Aspekt mit einer erforderlichen Mindeststickstoffreduktion in der Kläranlage Rechnung. Bei Ablauftemperaturen > 12 °C sind bei Anlagen > 5.000 EGW 70 %, bei Ablauftemperaturen zwischen 8 - 12 °C 60 % der Gesamtstickstofffracht in der Anlage zu reduzieren. Dies erfordert eine Kombination Nitrifikation/Denitrifikation.

Eine Übersicht über den derzeitigen Stand des Ausmaßes der Stickstoffentfernung bei österreichischen Kläranlagen kann leider nicht gegeben werden, da kein Datenmaterial vorliegt. Die Stickstofffrachtreduktion ist im wesentlichen aber auch nicht im regionalen Bereich von Bedeutung, sondern vor allem im Hinblick auf die Endaufnehmer. Es läßt sich somit der Einfluß dieser Maßnahme

auf die gesamtemittierte Fracht an Hand einer ersten vorläufigen Stickstoffbilanz für Österreich annäherungsweise angeben (Abb. 10).

Abb. 10: Die (vorläufige) Stickstoffbilanz für Österreich gemäß Projekt TUSCH (1990), in t/a für das Jahr 1986



Unter Annahme der Gültigkeit der Werte aus der obigen Stickstoffbilanz für Österreich als Stand vor Wirksamwerden der 1. EVO wird die Reduktionen der abwasserbürtigen Stickstofffracht nach Wirksamwerden wie folgt abgeschätzt: Es wird angenommen, daß 1986 ca. 20 % der Stickstofffracht im Jahresmittel in Kläranlagen entfernt wurde, nach Wirksamwerden der 1. EVO wird von einer

mittleren Jahresstickstoffentfernungsrates für alle Abwässer Österreichs von 60 % ausgegangen. Daraus errechnet sich eine abwasserbürtige abgeleitete Stickstofffracht:

Stand 1986: 30.000 t Stickstoff/a  
prognostizierter Stand nach Wirksamwerden der 1.EVO: 15.200t Stickstoff/a

Es lassen sich folgende Reduktionen ablesen:

- bezogen auf die Stickstoffrohfracht im Abwasser ca. 60 %
- bezogen auf die abgestoßene abwasserbürtige Stickstofffracht ca. 50 %

Betrachtet man den Eintrag sowie Weitertransport in den Fließgewässern, so lassen sich folgende Verringerungen ablesen:

- ca. 14 % bezogen auf dem Abstoß aus Österreich
- ca. 7 % bezogen auf den Export aus Österreich

## 5. ZUSAMMENFASSUNG

Der ökologisch orientierte Gewässerschutz läßt keine einheitlichen Grenzwerte der Immissionsparameter zu. Die 1. Emissionsverordnung entspricht dem Vorgesorgedanken und setzt einen hohen Mindeststandard der Abwasserreinigung fest. Die Immissionsverordnung dient zur Vereinfachung des wasserrechtlichen Verfahrens. Nur wenn trotz Einhaltens der 1. EVO-Grenzen Überschreitungen der Immissionsgrenzwerte auftreten, so sieht das Gesetz gewässerspezifische Gutachten vor.

Im vorliegenden Beitrag wurde nun versucht, für die in der 1. EVO angegebenen Parameter die Vielfalt der Einflußfaktoren auf deren Wirkung und Auswirkung im Gewässer darzustellen und an Hand von konkreten Ablaufdaten wurde die derzeitige Ablaufsituation abgeschätzt. Daraus lassen sich folgende Schlußfolgerungen ziehen:

- Die Reduktion der organischen Kohlenstoffverbindungen (BSB<sub>5</sub>, CSB, TOC, DOC) bereitet den meisten Kläranlagen keine Probleme mehr, die durchschnittlichen Ablaufkonzentrationen liegen dabei deutlich unter den

- Die Reduktion der organischen Kohlenstoffverbindungen (BSB<sub>5</sub>, CSB, TOC, DOC) bereitet den meisten Kläranlage keine Probleme mehr, die durchschnittlichen Ablaufkonzentrationen liegen dabei deutlich unter den Grenzwerten. Sie sind stark vom Fremdwassereinfluß abhängig. Für die punktuelle Belastung verliert die Saprobie an Bedeutung.
- Die Forderung nach weitgehender Nitrifikation ist aus zwei Gründen berechtigt und sinnvoll: Zum einen stellt die NH<sub>3</sub>-Toxizität die primäre akute Gefährdung der Gewässerbiozönose dar. Zum anderen ist die Nitrifikation der beste Indikator für eine weitgehende Entfernung der organischen Verunreinigung. Der Reststoff hat nur noch eine geringe Umweltrelevanz (LATIF, 1992).
- Die Stickstoffentfernung ist v.a. im Hinblick auf die Fernwirkung in den empfangenden Meeren von Bedeutung. Lokal gesehen ist es fürs Fließgewässer von geringerer Bedeutung, hier ist es vielfach die anthropogene Nutzung, die beeinträchtigt sein kann.
- Vom Standpunkt des Gewässerschutzes hat somit die weitgehende Nitrifikation Vorrang vor der Denitrifikation (Winterbetrieb).
- Der Phosphor hat v.a. als eutrophierungsrelevanter Parameter einen Stellenwert.

Gleichzeitig ist es aber auch wichtig zu beachten, daß ein Gewässerschutz nicht nur das Einhalten von Grenzen oder Qualitätszielen braucht, sondern auch noch das „natürliche“ Umfeld. Hier ist vor allem die Flußverbauung, die Uferbewirtschaftung und der Abstoß aus diffusen Quellen von Bedeutung.

## 6. LITERATURVERZEICHNIS:

BORCHARDT, D. (1991): Experimentelle Untersuchungen in Fließbrunnensystemen als Grundlage für die Bewertung von Mischwassereinleitungen aus ökologischer Sicht. Wasser Abwasser Abfall (WAR) 7, 185-191.



- BORCHARDT, D., STATZNER, B. (1990): Ecological impact of urban stormwater runoff studied in experimental flumess: population loss by drift and availability of refugial space. *Aquatic Sciences* 52/4, 299-314.
- BRETSCHKO, G. (1992): Niederschlagsereignisse, Hochwässer und Fließgewässerökologie. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 105, G1-17.
- FLECKSEDER, H. (1993): Die Rolle der Nährstoffe in der aquatischen Ökologie Die Bedeutung der Nährstoffelimination in Kläranlagen für den Stoffhaushalt. *Wiener Mitteilungen*, Bd. 110, A 1-42
- GAMMETER, S., FRUTIGER, A. (1989): Wirkung kurzer Belastungsspitzen auf die Kleinlebewesen der Flußsohle. *Gas-Wasser-Abwasser*, 69/11, 703-713.
- HAMM, A. (1989): Kompendium - Auswirkungen der Phosphat-Höchstmengenverordnung für Waschmittel auf Kläranlagen und in Gewässern. *Academia Verlag*.
- HAMM, A. (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Hrsg. vom Arbeitskreis Wirkungsstudie im Hauptausschuß Phosphate und Gewässer in der Hauptgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker durch Alfred Hamm, St. Augustin: *Academia-Verlag*.
- HARREMOËS, P. (1991): Danes nutrient battle depends on agricultural action. *Wat. Qual. Int.* (3), 44-47.
- HÜTTE, M., BUNDI, B., PETER, A. (1994): Konzept für die Bewertung und Entwicklung von Bächen und Bachsystemen im Kanton Zürich. Hrsg. EAWAG u. Kanton Zürich.
- ILLIES, J., BOTOSANEANU, L. (1963): \*Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Internat. Verh. Limnologie*, 12, 1-57; zitiert aus: BRETSCHKO, G. (1992)
- JUNGWIRTH, M., MOOG, O. (1995): Entwurf zum "Leitfaden für die Abwasserreinigung im ländlichen Raum Niederösterreich, Fließgewässer (Vorfluter) Ökologie".

- KASIMIR, G.D. (1991): Die mikrobielle Biozönose eines alpinen Baches: Kompartimierung, Biomasse und Aktivität. Bericht über die Ergebnisse des FFWF-Projektes P-6995-Bio (Wien).
- KOPF, W., PÖHLMANN, W. (1989): Die Veränderung der Phosphorkonzentration und eutrophierungsrelevante Auswirkungen im Main. Aus: HAMM, A. (1989), S 377-387.
- LATIF, M. (1992): Ökotoxikologische Untersuchungen. Wiener Mitteilungen, Bd. 108, S 1-38.
- LIEBMANN, H. (1960): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie II. Band II, R. Oldenbourg München.
- MOOG, O., WIMMER, R. (1990): Grundlagen zur typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer. Wasser und Abwasser, Bd. 34, 55-211.
- MOSER, D., THONHAUSER, Ch. (1994): Analysenverfahren für die Eigenüberwachung. Wiener Mitteilungen, Bd. 116, E 1-46.
- NUSCH, E.A., FRIEDRICH, G., DAVIS, J., FISCHER, W.R., FRANK, Ch., HAMM, A., HECKMANN, Ch., HERBST, V., KOPF, W., LENHART, B., MÜLLER, D., PINTER, J., SCHILLING, N., SCHINDELE, X., SCHULTE-WÜLWER-LEIDIG, A., STEINBERG, Ch. (1991): Eutrophierung gestauter und frei fließender Gewässer. Bericht der Arbeitsgruppen 4 und 5, aus: HAMM, A. (1991), 331-563.
- SCHWOERBEL, J. (1961): Über die Lebensbedingungen und die Besiedlung des hyporheischen Lebensraumes. Arch. Hydrobiol., Suppl. 25, 182-214; zitiert aus: SCHWOERBEL, J. (1993).
- SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie. 7. Auflage, Gustav Fischer · Stuttgart · Jena.A.
- SCHWOERBEL, J., GAUMERT, D., HAMM, A., HANSEN, P.D., NUSCH, E.A., SCHILLING, N., SCHINDELE, X. (1991): Akute und chronische Toxizität von anorganischen Stickstoff-Verbindungen unter besonderer Berücksichtigung des Ökosystemschutzes im aquatischen Bereich. Bericht der Arbeitsgruppe 1, in: HAMM (1991).
- Statistisches Jahrbuch Burgenland 1993: Herausgeber: Burgenländische Landesregierung, Eisenstadt 1994.

- STEINBERG, Ch. (1989): Phosphor im Gewässer: Neue Aspekte zum Phosphorkreislauf. In: HAMM, A. (1989)
- THOMAS, E.A. (1975): Gewässerfeindliche Wirkungen von Phosphaten in Flüssen und Bächen. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, 37/2, 273-288.
- THURSTON, R.V., CHAKOUMAKOS, Ch., RUSSO, R.C. (1981): Effect of fluctuating exposures on the acute toxicity of ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and cutthroat trout (*S. clarki*). Water Research, Vol. 15, pp. 911-917.
- TUSCH (1990): Stickstoffbilanz für Österreich. Entstanden im "Interdisziplinären Projekt" des Aufbaustudiums Technischer Umweltschutz im Studienjahr 1989/90; zitiert aus: FLECKSEDER, H. (1993).
- UHLMANN, D. (1982): Hydrobiologie - Ein Grundriß für Ingenieure und Naturwissenschaftler. 2. bearbeitete Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R., CUSHING, C.E. (1980): The River Continuum Concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 37, 130-137; zitiert aus: BRETSCHKO, G. (1992)
- WAGNER, G., HAMM, A., AUERSWALD, K., GLEISBERG, D., HEGEMANN, W., ISERMANN, K., KRAUTH, K.H., METZNER, G., OLFS, H.-W., SARFERT, F., SCHLEYPEN, P., WAGNER, G. (1989): Zum Verhalten von Phosphorverbindungen in Fließgewässern im Hinblick auf Frachtbestimmung. In: HAMM, A. (1989)
- WARD, J.V. (1989): The four-dimensional nature of lotic ecosystems. J.N. Am. Benthol. Soc. 8, 2-8; zitiert aus: HÜTTE, M., BUNDI, B., PETER, A. (1994)
- WERNER, W., HAMM, A., AUERSWALD, K., GLEISBERG, D., HEGEMANN, W., ISERMANN, K., KRAUTH, K.H., METZNER, G., OLFS, H.-W., SARFERT, F., SCHLEYPEN, P., WAGNER, G. (1991): Gewässerschutzmaßnahmen hinsichtlich N- und P-Verbindungen. Bericht der Arbeitsgruppe 8, in: HAMM, A. (1991).

- WOLF, P., HERBST, S., MÜLLER, D., SCHILLING, N., SCHREINER, P., WARG, G. (1991): Wirkungen der Nitrifikation und Denitrifikation auf den Sauerstoff- Haushalt. Bericht der Arbeitsgruppe 2, in: HAMM, A. (1991).
- WUHRMANN, K. (1969): Selbstreinigung in Fließgewässern. Berichte der ATV e.V., Heft 23, Europäisches Abwassersymposium 1969 München, 15-32.

## 7. ANHANG

In dieser Arbeit geäußerte Ansichten sind persönliche der Sachbearbeiter und binden das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft nicht.

Dr. Karin Deutsch

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

Univ.Doz.Dipl.Ing.Dr.techn. Hellmut Fleckseder, M.S.  
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Abt. IV, A 7  
Stubenring 12, A - 1010 Wien