

# Langzeituntersuchungen zur Gewässerversauerung an der oberen Waldnaab/Oberpfälzer Wald (Bayern)<sup>1)</sup>

Johannes BAUER, Bruno KIFINGER und Reinhold LEHMANN

## 1. Einleitung

Nachdem zu Beginn der achtziger Jahre erkannt wurde, dass auch in Deutschland das Problem Gewässerversauerung existiert, wurden umfangreiche Forschungsaktivitäten entfaltet, um einen Überblick über Ursachen, Umfang und Ausmaß der Gewässerversauerung zu erhalten. Dabei wurde bald klar, dass es sich im Gegensatz zu Skandinavien, wo weite Gebiete von dieser Problematik betroffen sind, in Deutschland um ein regionales Problem handelt. Auf Grund der geogenen Gegebenheiten (ohne Landnutzung) wurde in einer Übersichtskartierung für die alten Bundesländer von LEHMANN & HAMM (1988) festgestellt, dass ca. 38% stark, ca. 8% gefährdet und weitere 8% der Fläche durch Versauerung leicht gefährdet sind. Berücksichtigt man die abpuffernd wirkende Landnutzung, so sind in Deutschland lediglich die organisch unbelasteten Seen und Oberläufe der Fließgewässer in siedlungsfernen und kalkarmen Gebieten, die häufig in den walddreichen Höhenlagen der Mittelgebirgsgegenden liegen, versauert. Als Ursache der Gewässerversauerung haben sich versauernd wirkende atmosphärische Schadstoffe, in erster Linie Schwefel- und Salpetersäure, die als nasse Deposition mit dem sogenannten „Sauren Regen“ bzw. als trockene Deposition auf Vegetation und Böden über das Grundwasser oder oberflächennaher Abfluss in die Gewässer gelangen, herausgestellt. Als besonders versauerungskritische Phase für die Gewässer gilt die Schneeschmelze im Frühjahr, bei der es zu stärkeren pH-Absenkungen in den Gewässern kommt. Zur spätsommerlichen/frühherbstlichen Niedrigwasserzeit werden dagegen meistens die höchsten pH-Werte gemessen, da zu dieser Zeit der Abfluss aus dem Grundwasser gespeist wird. Im Gewässerlängsverlauf sind die tiefsten pH-Werte i. d. R. an der Quelle zu messen. Danach nimmt der pH-Wert meist zu, insbesondere wenn Gewässer Gebiete queren, die auf Grund ihrer Nutzung Pufferkapazität durch Abwasser oder diffuse Nährstoffeinträge zuführen. In solchen Gebieten ist die Gewässerversauerung rasch aufgehoben.

Saure Gewässer sind von Verödung betroffen, da viele Organismengruppen den Säureeintrag nicht tole-

rieren und verschwinden (z.B. BAUER et al. 1988, FISCHER-SCHERL et al. 1988). Umfangreiche Sanierungsmaßnahmen, vor allem durch Filtereinbau an Schwefeldioxid emittierenden Industrieanlagen, führten zur Reduktion des Schwefels in der Luft. 1994 lagen die Emissionen in den alten Ländern um 76% unter dem Niveau des Jahres 1970 (UBA 1997). Auch die Stickoxide konnten mittlerweile gemindert werden. Sie waren 1994 in den alten Bundesländern um etwa 14% niedriger als 1970 (UBA 1997). Dies hat zu einer deutlichen Entspannung der Belastungssituation in den entsprechenden Gebieten geführt. Der „Saure Regen“ ist daher aus den Schlagzeilen der Presse verschwunden. Wie aber verhält sich die Situation bei den Gewässern, sind sie weniger sauer geworden oder sind noch keine Verbesserungen eingetreten? Wenn eine Verbesserung eingetreten ist, wie sieht es mit der Lebewelt aus, hat eine Wiederbesiedlung der einst verödeten Gewässer stattgefunden? Diese Frage ist von aktueller Bedeutung, da nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) für ökologisch defizitäre Fließgewässer mit einer Einzugsgebietsgröße über 10 km<sup>3</sup> ein Sanierungsgebot besteht und sie den „guten ökologischen Zustand“ bis zum Jahre 2015 erreichen müssen (EU 2000). Grundlage dieses neuen, typbezogenen Bewertungssystems ist eine integrierte leitbildbezogene Bewertung des ökologischen Zustandes von Gewässern.

Am Beispiel der im Oberpfälzer Wald (Bayern) an der Grenze zur Tschechischen Republik gelegenen oberen Waldnaab, die seit 1983 im Rahmen mehrerer Forschungs- und Entwicklungsvorhaben<sup>2)</sup> mit Ausnahme des Jahres 1991 regelmäßig untersucht wurde, soll dieser Frage nachgegangen werden. Die Untersuchungen umfassten die Gewässerchemie und als biologische Komponente das Makrozoobenthos (MZB).

Die fischereilichen Gegebenheiten, die nur in den achtziger Jahren von FISCHER-SCHERL et al. 1988 erfasst wurden, können daher bei diesen Untersuchungen nicht berücksichtigt werden.

<sup>1)</sup> In memoriam Prof. Dr. J. Schwoerbel

<sup>2)</sup> Gewässerversauerungsuntersuchungen der ehemaligen LWF (BAUER et al. 1988), ECE (European Commissioning for Economics) - Monitoringprogramm Gewässerversauerung (z.B. KIFINGER et al. 2000), Interreg I und Interreg II-Programm (BAUER 1995, BAUER et al. 1997), Critical Loads (BOLTE et al. 1993)

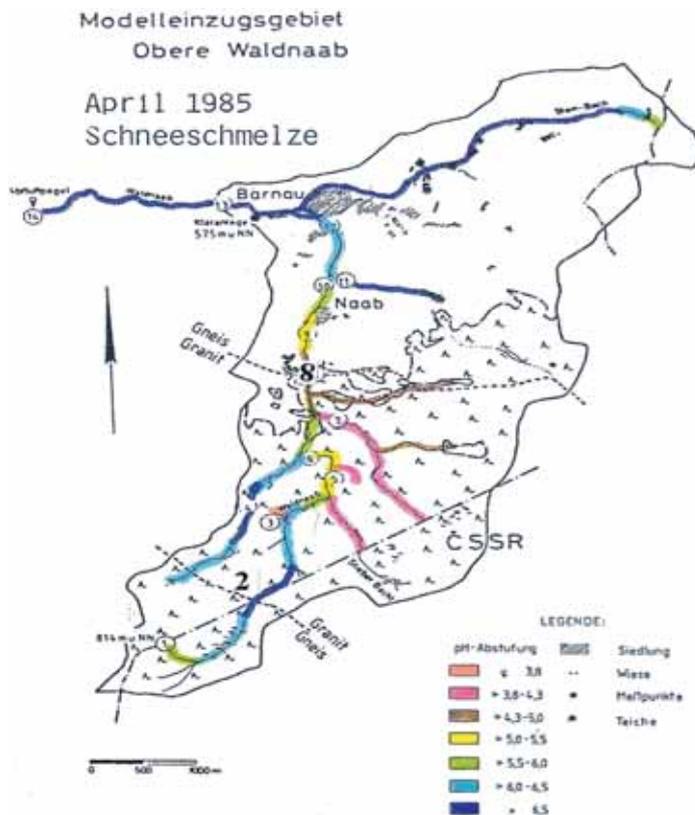


Abbildung 1

Naturräumliche Gegebenheiten und pH-Wert-Verhältnisse an der Waldnaab zur Schneeschmelze im April 1985. Zahlen im Kreis: Untersuchungsstellen zu Beginn des Untersuchungsprogrammes; 2, 8: Langzeituntersuchungsstellen

## 2. Naturräumliche Verhältnisse

Die naturräumlichen Gegebenheiten an der oberen Waldnaab sind in Tab. 1 und Abb. 1 zusammenfassend wiedergegeben. Eine detaillierte Beschreibung findet sich bei BAUER et al. 1988. Wie aus diesen Daten hervorgeht, ist das Einzugsgebiet mit 19,2 km<sup>3</sup>

(bis Kläranlage Bärnau) hinsichtlich der geogenen, land- und forstwirtschaftlichen sowie der hydrologischen Gegebenheiten einfach gegliedert. Die einzelnen Einflüsse sind daher gut abzugrenzen.

Tabelle 1

Strukturdaten des Einzugsgebiets obere Waldnaab. Höhen, Entfernungen, Einzugsgebietsflächen und Landnutzung wurden den topographischen Karten 1:25.000 entnommen

Untersuchungsstelle	Einzugsgebietsfläche km <sup>2</sup>	Höhe m ü. NN	Waldanteil %	Abschnittslänge m	Gefälle %
1 - 2	1,24	814 - 727	100	1400	6,2
2 - 3	0,75	727 - 679	100	1170	4,1
3 - 5	0,42	679 - 664	100	690	2,2
5 - 8	0,97	664 - 615	80	1550	3,2
8 - 9	0,69	615 - 603	20	510	2,4
9 - 13	3,24	603 - 565	10	2680	1,4
13 - 14	32,45	565 - 530	40	4200	0,8
1 - 13	19,2	814 - 565	55	8000	3,1
1 - 14	51,65	814 - 530	45	12200	2,3

## 3. Methodik

Um einen Überblick über die Gegebenheiten im Einzugsgebiet zu erhalten, wurde beim Start der Untersuchungen in den achtziger Jahren die Waldnaab von der Quelle bis zur Untersuchungsstelle Pegel Iglersreuth (Untersuchungsstelle 14) sowie die Zuflüsse

mit insgesamt 24 Stellen zu mehreren Jahreszeiten und Abflusssituationen untersucht. In den Folgeprogrammen wurde die Zahl der Untersuchungsstellen stark reduziert, so dass nur mehr zwei Stellen (Untersuchungsstellen 2 u. 8) erhalten blieben. Dabei wur-

Tabelle 2

## Untersuchte physikalisch-chemische Parameter, Nachweisgrenzen und Bestimmungsmethoden

Parameter	Nachweisgrenze bzw. Genauigkeit	Bestimmungsmethode
Leitfähigkeit, pH-Wert	LF: 1 µS/cm, pH-Wert: 0,1 Einheiten	Elektrische Messgeräte Fa. WTW C8/C5
Säurekapazität bis pH 4,3	0,05 ml	Titration mit 0,1 n Salzsäure, DIN 38404-C8
Mg, Ca, NO <sub>3</sub> , SO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub> : 0,5 mg/l, andere: 0,1 mg/l	Ionenchromatographie (IC Dionex E 34)
NO <sub>3</sub>	0,1 mg/l	DIN 38405-D9
NH <sub>4</sub>	0,02 mg/l	DIN E5
Si, gelöst	0,1 mg/l	Autoanalyzer Perkin Elmer FIAS 200
Al, Zn, Cu, Pb, Cd	Al: 0,01 mg/l, Zn: 0,01 mg/l, Cu: 0,001 mg/l, Pb: 0,005 mg/l, Cd: 0,0005 mg/l	Sofortfiltration 0,45 µm MF anschließend ansäuern mit HNO <sub>3</sub> ; AAS (IL Video 11)
DOC (Sofortfiltration über 0,45 µm MF)	0,5 mg/l	Carlo-Erba

den die Gewässer i. d. R. zweimal, im Frühjahr bei der Schneeschmelze und im Herbst bei Niedrigwasserabfluss, untersucht. Zur Erfassung von Starkregenernissen bzw. des biologischen Besiedlungsbildes erfolgten zusätzlich Sommeruntersuchungen.

### 3.1 Physikalisch-chemische Methoden

Als physikalisch-chemische Parameter wurde die elektrische Leitfähigkeit und der pH-Wert vor Ort gemessen. Für die anderen Parameter wurden die Wasserproben für die Laboruntersuchungen als Schöpfprobe mit einem Wassereimer in Gewässermitteln knapp unter der Wasseroberfläche entnommen. Ein Teil der Proben für die Bestimmung des DOC und der Metalle wurden vor Ort über MF 0,45 µm filtriert, die Metallproben mit HNO<sub>3</sub> Suprapur angesäuert. Für die Analytik der übrigen Parameter wurde die Originalprobe verwendet. Vor der Durchführung der Analysen wurden die Proben z.T. tiefgefroren (DOC) oder gekühlt gelagert. Eine Übersicht über die dabei verwendeten Methoden gibt Tab. 2.

### 3.2 Makrozoobenthos (MZB)

Zur halbquantitativen praxisnahen Erfassung des MZB wurde die Kicksampling-Technik angewendet, wobei eine definierte Bachgrundfläche (Feinsedimente, Kies, kleinere Steine, Wasserpflanzen) aufgewirbelt und die abdriftenden Organismen mit einem Handsieb (Maschenweite 1 mm) aufgefangen wurden. Ferner wurden von mittleren und größeren Gewässersteinen Organismen abgelesen und zusammen mit den durch Kicksampling erfassten Tieren in 80% Alkohol fixiert. Bezugsfläche der von den Steinen abgelesenen Organismen war die Projektionsfläche der Steine (vgl. SCHRÄDER 1932) bzw. beim Kicksampling die bearbeitete Bachgrundfläche. Im Labor erfolgte die Determinierung der Organismen unter der Stereolupe und dem Mikroskop (Feinstrukturen) bis zur höchsten noch sicher anzusprechenden taxonomischen

Stufe. Die Auswertung erfolgte durch Berechnung folgender versauerungsrelevanter Parameter [biologische Säureklasse (SK) auf der Basis des neuen an die WRRL angepassten fünfstufigen Bewertungssystems nach BRAUKMANN & BISS (im Druck), Anzahl der Taxa, Individuendichte, Anteile der Ernährungstypen und Habitattypen nach SCHMEDTJE & COLLING (1996)]. Die Berechnung erfolgte mit dem AQEM-Programm Version 2.3 (2004), dem offiziellen deutschen Bewertungsverfahren für die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos nach WRRL für den deutschen Gewässertyp 5 (grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche, vgl. POTTGIESSER et al. 2004), zu dem die Waldnaab gehört. Die **Säureklassen (SK)** lassen sich auf der Basis der empirisch ermittelten Säureindikatorwerte in fünf Klassen unterteilen. Entsprechend den Angaben von MEIER et al. (2004) kann das jahreszeitliche pH-Regime wie folgt klassifiziert werden:

- **Typ 1 Permanent neutral (nicht sauer):** Der pH-Wert liegt gewöhnlich über 6,5, meistens um oder über 7, die pH-Minima unterschreiten den Wert von 6,0 nicht. Die Säurekapazität liegt im Mittel zwischen 0,5 und 0,3 mmol/l. Die Bäche sind ausreichend gegen atmosphärischen Säureeintrag gepuffert. In diesen Bächen treten keine biologischen Artendefizite auf. Sie enthalten ein artenreiches Makrozoobenthos, unter denen hauptsächlich *säureempfindliche Organismen* vertreten sind. Typische Bäche: gut gepufferte Bäche in Gneis und oberen Buntsandstein
- **Typ 2 Überwiegend neutral bis episodisch sauer:** pH-Werte ähnlich wie bei Typ 1, aber gelegentliche pH-Erniedrigungen, die jedoch extrem selten unter 5,5 gehen, sind möglich. Die Säurekapazität dieser Bäche ähnelt derjenigen von Klasse 1, sie liegt im Schnitt zwischen 0,3 und 0,2 mmol/l, der kritische Wert von 0,1 wird kaum unterschritten. Die Bäche sind noch ausreichend gepuffert, gele-

gentliche schwache Säureschübe werden meist hinreichend abgepuffert, so dass biologische Schäden kaum auftreten. Die Biozönose erholt sich in der Regel von den seltenen episodischen Säureschüben schnell. Es treten keine auffälligen biozönotischen Verarmungen auf. Kennzeichnende Besiedler sind *mäßig säureempfindliche* Organismen.

Typische Bäche: mäßig gepufferte, elektrolytarmer Gneis- und Granitbäche sowie mäßig elektrolytarmer, oft sulfatreiche Buntsandsteinbäche.

- **Typ 3 Periodisch (kritisch) sauer:** Der pH-Wert liegt normalerweise unter 6,5. Die pH-Minima sinken öfter durch Säureschübe bei der Schneeschmelze oder nach Starkregen unter 5,5. Bei niedrigem (Basis-) Abfluss können die Werte längere Zeit, z.B. während sommerlich-herbstlicher Niedrigwasserperioden im neutralen Bereich liegen. Die Säurekapazität liegt im Mittel zwischen 0,1 und 0,2 mmol/l. Der kritische Wert von 0,1 mmol/l kann periodisch unterschritten werden. Nach regelmäßigen Säureschüben treten länger anhaltende ökologische Schäden in den Lebensgemeinschaften in Form von deutlichen Artenfehlbeträgen auf, die erst nach Monaten, zumindest teilweise, kompensiert werden. Kennzeichnende Besiedlertypen sind *säuretolerante* Arten.

Typische Bäche: elektrolytarmer, schwach gepufferte Granit- Buntsandsteinbäche.

- **Typ 4 Periodisch stark sauer:** Der pH-Wert liegt in der Regel ganzjährig im sauren Bereich um 5,5. Minima des pH-Wertes fallen während der Schneeschmelze oder nach Starkregen häufig unter 5 bis 4,3. Die Säurekapazität liegt im Mittel um den kritischen Wert von 0,1 mmol/l, der bei Säureschüben unterschritten wird. Diese Bäche weisen markante ökologische Schäden in den aquatischen Biozönosen auf, die sich in einem meist ganzjährigen Ausfall säuresensitiver Taxa äußern und durch die Präsenz von *säureresistenten* Arten gekennzeichnet sind.

Typische Bäche: elektrolytarmer, sehr schwach gepufferte Granitbäche- und Buntsandsteinbäche.

- **Typ 5 Permanent stark sauer:** Der pH-Wert liegt in der Regel ganzjährig im stark sauren Bereich unter 5,5. Die Minima des pH-Werts fallen während der Schneeschmelze oder nach Starkregen regelmäßig deutlich unter 5, oft sogar unter 4,3. Die Säurekapazität liegt im Mittel unter dem kritischen Wert von 0,1 mmol/l und wird regelmäßig periodisch bis gegen Null unterschritten. Diese Bäche fallen durch gravierende ökologische Schäden in den aquatischen Biozönosen auf und sind außerordentlich artenarm. Zu finden sind lediglich *sehr säureresistente* Organismen.

Typische Bäche: extrem elektrolytarmer, ungepufferte Granitbäche und vor allem Buntsandsteinbäche.

### 3.3 Signifikanzermittlung der gewässerchemischen und gewässerbiologischen Langzeitreihen

Die statistische Auswertung der Trends erfolgte mit Hilfe der SPSS; Version 8, beschrieben in BÜHL & ZÖFEL (1998). Die Überprüfung der Datensätze nach dem Shapiro-Wilk Test ergab, dass keine Normal-Verteilung vorlag. Daher wurden die Daten dem Pearson-Test bzw. der Korrelation nach Spearman unterzogen.

## 4. Ergebnisse und Diskussion

### 4.1 Pysikalisch-chemische Untersuchungen

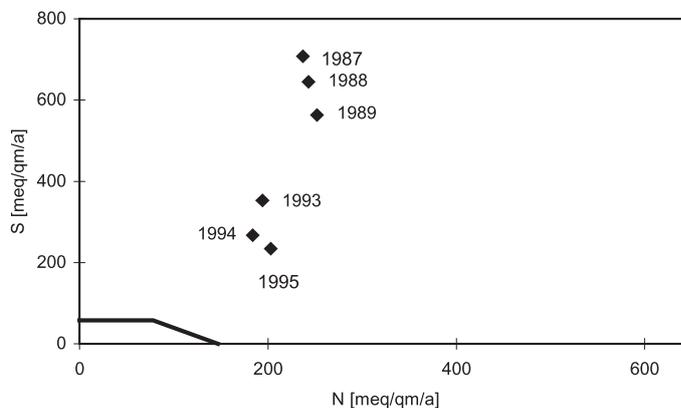
#### 4.1.1 Ermittlung der Critical Loads für das Untersuchungsgebiet

Der Critical Loads-Ansatz ist ein naturwissenschaftlich fundiertes, rezeptorenorientiertes Schwellenwertkonzept, das es ermöglicht, die Grenzen der Belastbarkeit für Ökosysteme (oder Teile desselben) zu ermitteln. Durch den Vergleich der Critical Loads (CL) mit den Belastungen durch Depositionen ist es möglich aufzuzeigen, wie weit die jeweiligen ökosystemar bedingten Belastungsgrenzen (CL-Funktion = dicke Linie in Abb. 2) überschritten sind (NAGEL & GREGOR 1999). Die CL-Berechnungen für die versauernd wirkenden Luftschadstoffe Schwefel und Stickstoff für aquatische Ökosysteme (vgl. BOLTE et al. 2001) basieren auf dem FAB-Modell von HENRIKSEN & POSCH (1998). Nach dem Prinzip der Waage werden auf der einen Seite anthropogene Einträge nur in dem Maße zugelassen wie auf der anderen Seite das Gleichgewicht durch ökosystemare Bedingungen hergestellt werden kann. Mit Einstellung des Gleichgewichtes wird die maximal zulässige (anthropogene) Deposition erreicht (NAGEL & GREGOR 1999). Unter aquatischem Ökosystem wird ein Stand- oder Fließgewässer mit seinem Einzugsgebiet verstanden. Ursprünglich nur für stehende Gewässer gedacht, wurde das FAB-Modell von HENRIKSEN & POSCH (1998) auch für Fließgewässer modifiziert. Das CL-Konzept beinhaltet somit als Grundgedanke einen langfristigen Stabilitätsansatz, wobei das Ökosystem durch einen sogenannten Steady-State-Zustand charakterisiert wird. Folglich ist dieses Modell nicht für kurzzeitige, dynamische Prozessbetrachtungen geeignet.

Da in der näheren Umgebung der Waldnaab keine Depositionsmessstellen vorhanden sind, wurden berechnete N- und S-Gesamtdepositionen auf der Basis eines 1 x 1 km Rasterdatennetzes vom INS (Institut für Navigation, Universität Stuttgart) aus BOLTE et al. (2001) herangezogen. Auf Grund der komplexen und aufwändigen Berechnungsmodelle, die eine entsprechende umfangreiche Datengrundlage benötigen, stehen berechnete Depositionsdaten nur für 1987-1989 und 1993-1995 zur Verfügung. Die Gesamtdepositionen von N und S an Untersuchungsstelle 8 lagen im Gebietsvergleich mit anderen versauerungsgefährde-

**Abbildung 2**

**Darstellung der CL-Funktion und der S- und N-Gesamtdeposition** der Jahre 1987-1989 und 1993-1995 für die Waldnaab-Untersuchungsstelle 8



ten Gebieten in Deutschland im mittleren Bereich. Die abgeleitete CL-Funktion sowie die entsprechenden Depositionen sind der Abb. 2 zu entnehmen. Zwischen 1987 und 1995 sind stark abnehmende S-Depositionen zu verzeichnen, weniger stark fällt die N-Abnahme aus.

Die über eine Berechnungsroutine ermittelten CL-Überschreitungen (NAGEL & GREGOR 1999) liegen zwischen 283 meq/m<sup>2</sup>/a im Jahr 1995 und 787 meq/m<sup>2</sup>/a im Jahr 1987. Dies bedeutet, dass selbst bei den geringsten N- und S-Depositionen 1995 das Pufferungsvermögen des Ökosystems noch deutlich überfordert und daher die Notwendigkeit einer N- und S-Reduktion abzuleiten war. Neuere Berechnungen der Depositionen bzw. der CL-Überschreitungen stehen noch nicht zur Verfügung.

#### 4.1.2 pH-Wert-Situation im Einzugsgebiet

Zur Verdeutlichung des Einflusses der unterschiedlichen geologischen, land- und forstwirtschaftlichen Gegebenheiten sowie der Abflussverhältnisse sei die pH-Wert-Situation im Einzugsgebiet noch einmal zusammenfassend dargestellt. Im April 1985 bei der Schneeschmelze (Abb. 1) ist das Quellgebiet durch pH-Werte zwischen 6,5 und 5,5 zu charakterisieren. Im wesentlichen wird hier die Wasserchemie noch von den geogenen Gegebenheiten geprägt. Da das Quellgebiet (Untersuchungsstelle 1 und 2) im Gneis liegt, sind hier – im Gegensatz zur Versauerungscharakteristik anderer Mittelgebirgsbäche – die höchsten pH-Werte im Waldgebiet zu verzeichnen, da Gneis bzw. die sich darauf entwickelten Böden eine gewisse Pufferkapazität bereit stellen und der pH-Wert im wesentlichen durch die im Quellwasser enthaltene freie Kohlensäure bestimmt wird. Nach 1,4 km Fließstrecke verlässt die Waldnaab das Gneisgebiet und durchfließt bis zur Waldgrenze pufferungsschwächere granitische Bereiche. Von einem noch durch Gneis geprägten, nur schwach versauerten linksseitigen Zufluss (Untersuchungsstelle 4) abgesehen, fließen ihr aus anmoorigen Flächen rechtsseitig sehr stark versauerte kleinere Gewässer (Stieber Bach, Untersuchungsstelle 7, Totengräber Bach) mit minimalen pH-Werten bis zu 3,8 zu. Neben dem geogenen Faktor wird der pH-Wert dieser Bäche sehr wesentlich durch

den hohen Sulfat- und Nitrat-Auskämmeffekt der überwiegend mit Nadelholz bestockten Flächen geprägt. An der Waldgrenze (Untersuchungsstelle 8) hat die Waldnaab mit pH-Werten um 4,3 ihr Versauerungsminimum durchschritten. Im weiteren Verlauf durchfließt das Gewässer landwirtschaftlich genutztes Siedlungsgebiet auf Gneis, aus dem Pufferkapazität bereit gestellt wird und der pH-Wert daher steigt. Unter dem Abwassereinfluss der Stadt Bärnau und dem gut abgepufferten Steinbach erreicht die Waldnaab dort pH-Werte über 6,5. Im September 1985 (Trockenwetterabfluss) ergaben sich deutlich geringere Belastungsverhältnisse. An Untersuchungsstelle 2 lag zu dieser Zeit der pH-Wert über 5,5. Wegen des geringeren Zuflusses an stärker saurem Wasser aus dem Granitgebiet erreichte die Waldnaab an Untersuchungsstelle 8 nur noch pH-Werte um 6,5.

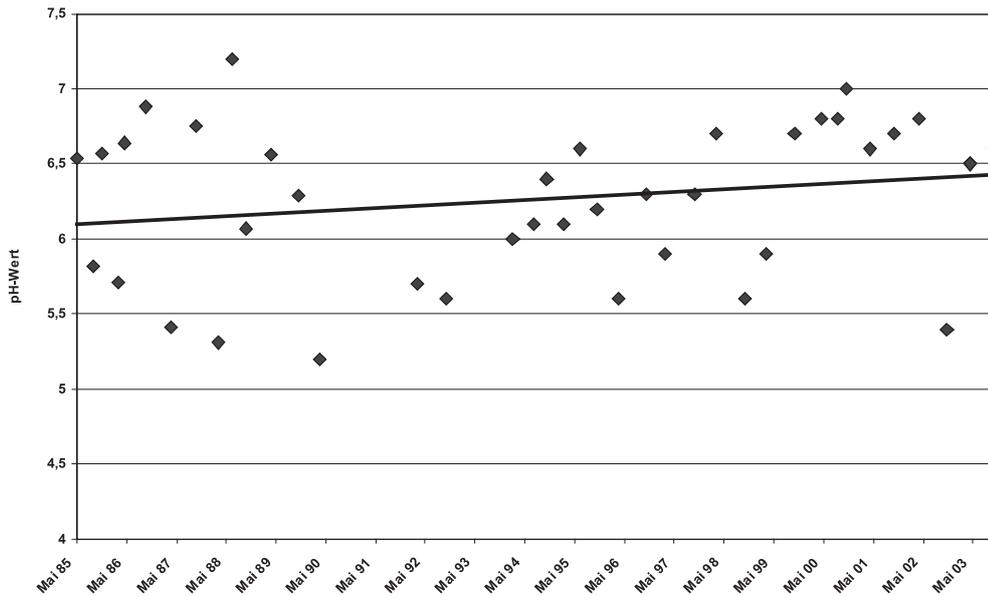
#### 4.1.3 Physikalisch-chemische Charakteristik an den Untersuchungsstellen 2 und 8 im zeitlichen Vergleich

Zur Verdeutlichung, ob und inwieweit die lufthygienischen Sanierungsmaßnahmen sich bei der Waldnaab niederschlagen, werden wesentliche physikalisch-chemische Leitparameter der Gewässerversauerung in ihrem zeitlichen Verlauf wiedergegeben. Beim pH-Wert (Abb. 3a u. 3b) ergibt sich an Untersuchungsstelle 2 innerhalb eines Untersuchungszeitraumes von 18,5 Jahren entsprechend der Trendlinie ein Anstieg um etwa 0,3 Einheiten auf 6,4. An Untersuchungsstelle 8 ist ein deutlicherer Anstieg zu verzeichnen, er liegt innerhalb der 20 Untersuchungsjahre bei knapp einer Einheit, so dass die Trendlinie die y-Achse im November 2003 bei 5,8 schneidet. Der Trend ist hier signifikant (\*:  $p < 0,05$ ).

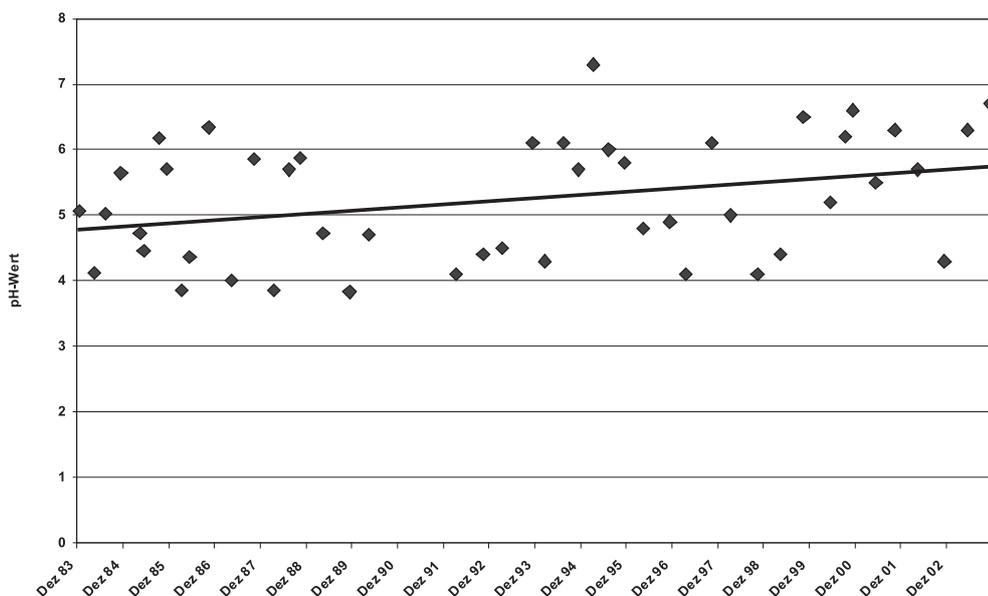
Ein weiterer wichtiger Leitparameter ist die Säurekapazität (Abb. 4a u. 4b). Hier sind an beiden Untersuchungsstellen in den Jahren 1989, 1996 und 2000 stärkere Maxima um 0,7-0,9 mmol/l zu verzeichnen, die mit Waldkalkungen in Zusammenhang gebracht werden können. Nach Auskunft des zuständigen Forstamtes Tirschenreuth werden seit Ende der achtziger Jahre gelegentliche Kalkungen von Laubholzkulturen im Einzugsgebiet durchgeführt. Diese Maxima

korrespondieren mit entsprechenden Erhöhungen der Ca- und Mg-Konzentrationen im Wasser der Waldnaab. Die Trendlinien der Säurekapazität zeigen an beiden Untersuchungsstellen Erhöhungen um ca. 0,16 mmol/l an. Die Trends sind an Untersuchungsstelle 2 signifikant (\*:  $p < 0,05$ ) bzw. an Untersuchungsstelle 8 höchst signifikant (\*\*\*:  $p < 0,001$ ).

Die Erhöhung des pH-Wertes beruht jedoch nicht allein auf den gelegentlichen Waldkalkungen. Wie der Verlauf der Konzentrationsganglinien der beiden wichtigsten Versauerungsparameter Sulfat und Nitrat zeigt, ergeben sich insbesondere an der Untersuchungsstelle 8 deutliche Reduktionen (Abb. 5a u. 5b, 6a u. 6b). Aus der Trendlinie errechnet sich für das Sulfat eine Differenz von 6 mg/l für den betrachteten Zeitraum von 20 Jahren an Untersuchungsstelle 8, der entsprechende Wert für das Nitrat liegt bei 0,9 mg/l.



**Abbildung 3a**  
pH-Wert-Änderungen an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 2 von Mai 1985 bis November 2003



**Abbildung 3b**  
pH-Wert-Änderungen an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 8 von Dezember 1983 bis November 2003

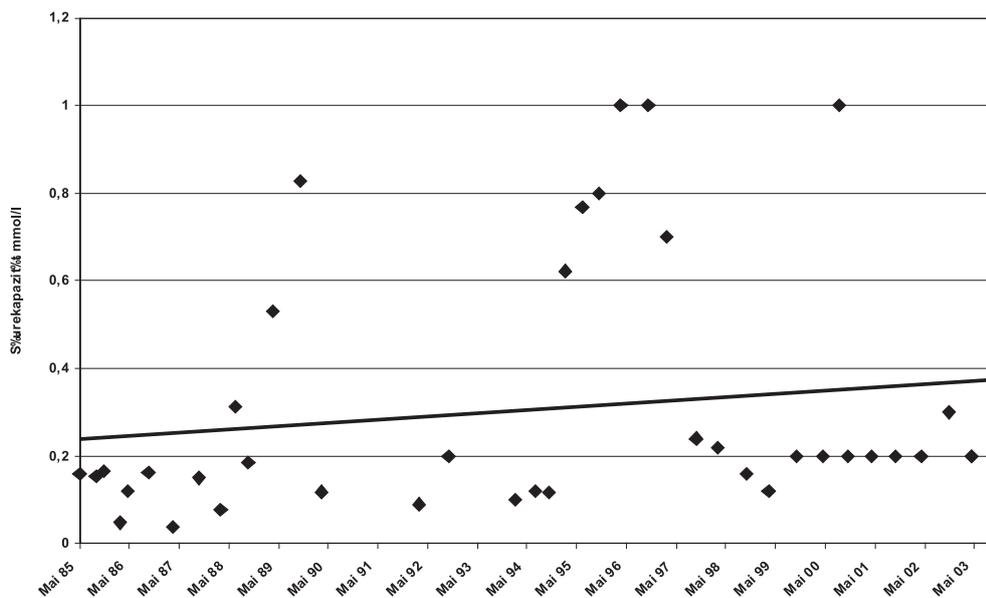


Abbildung 4a

Änderungen der Säurekapazität an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 2 von Mai 1985 bis November 2003

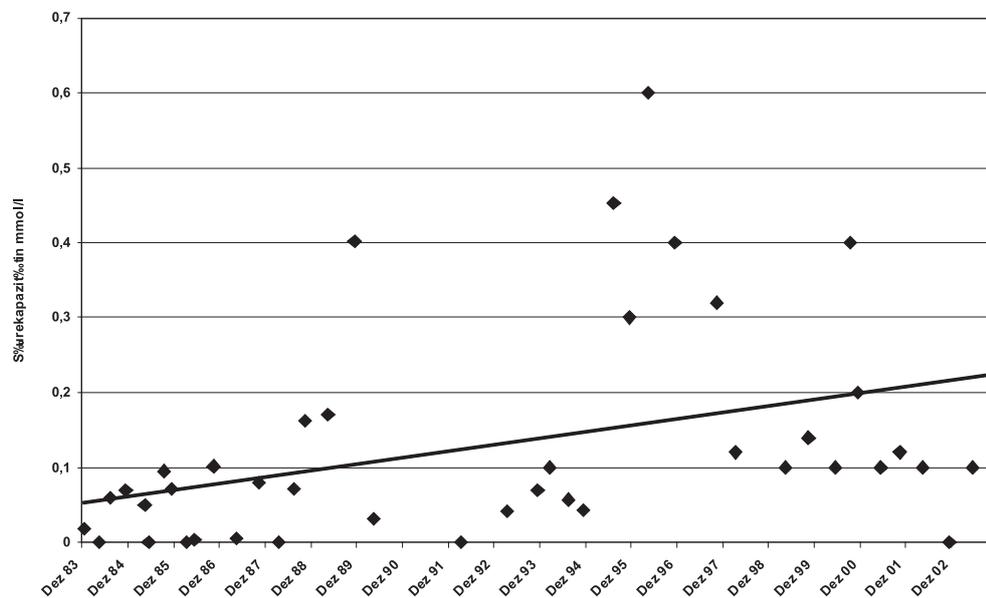


Abbildung 4b

Änderungen der Säurekapazität an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 8 von Dezember 1983 bis November 2003

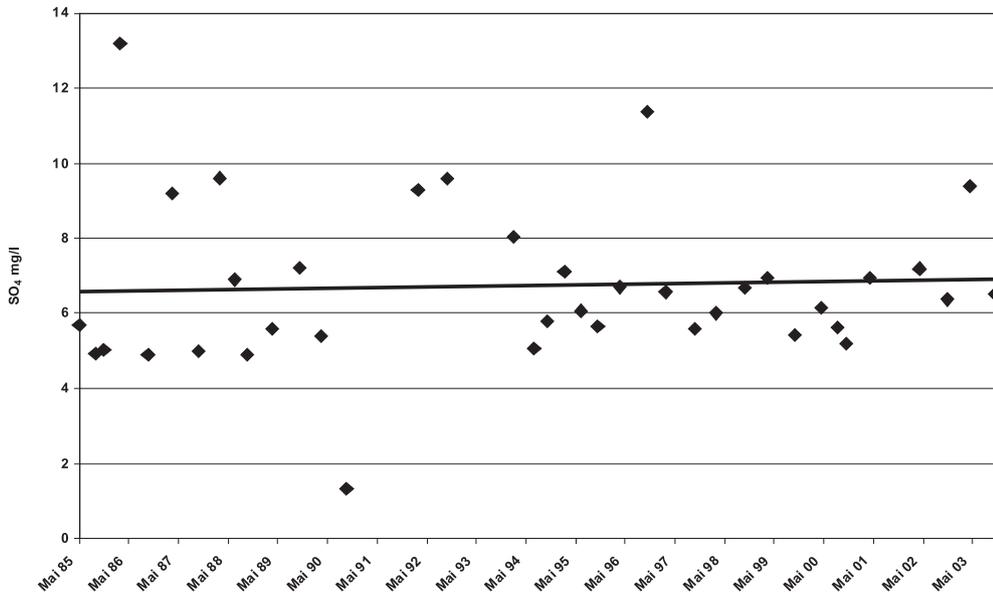


Abbildung 5a

Änderungen der Sulfat-Konzentration an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 2 von Mai 1985 bis November 2003

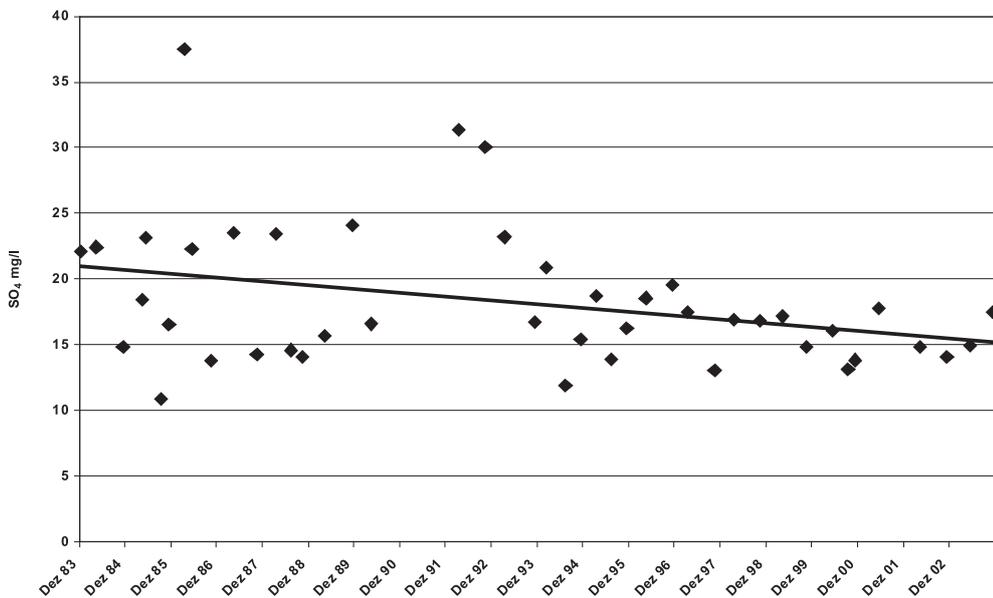


Abbildung 5b

Änderungen der Sulfat-Konzentration an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 8 von Dezember 1983 bis November 2003

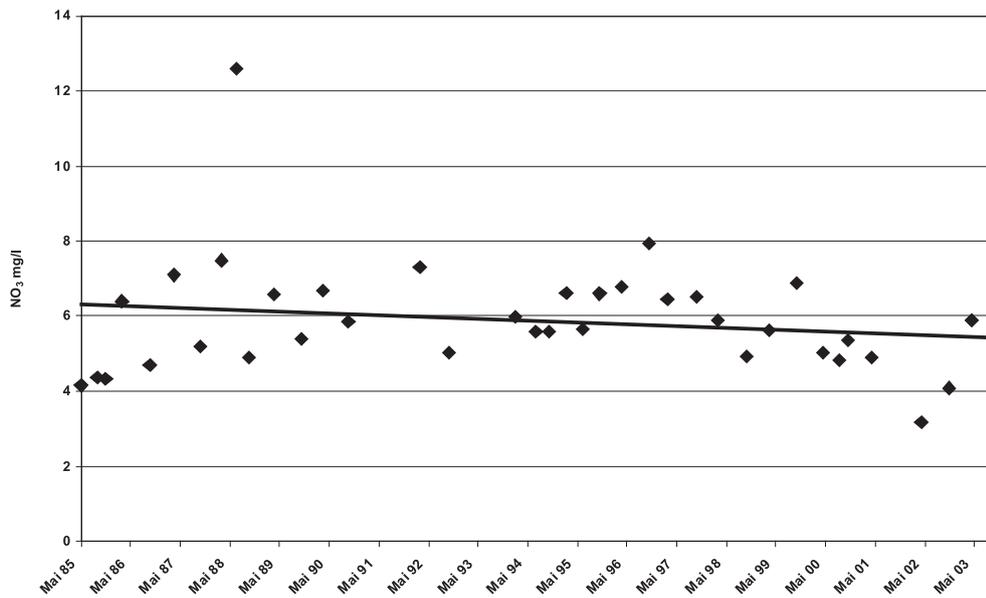


Abbildung 6a

Änderungen der Nitrat-Konzentration an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 2 von Mai 1985 bis November 2003

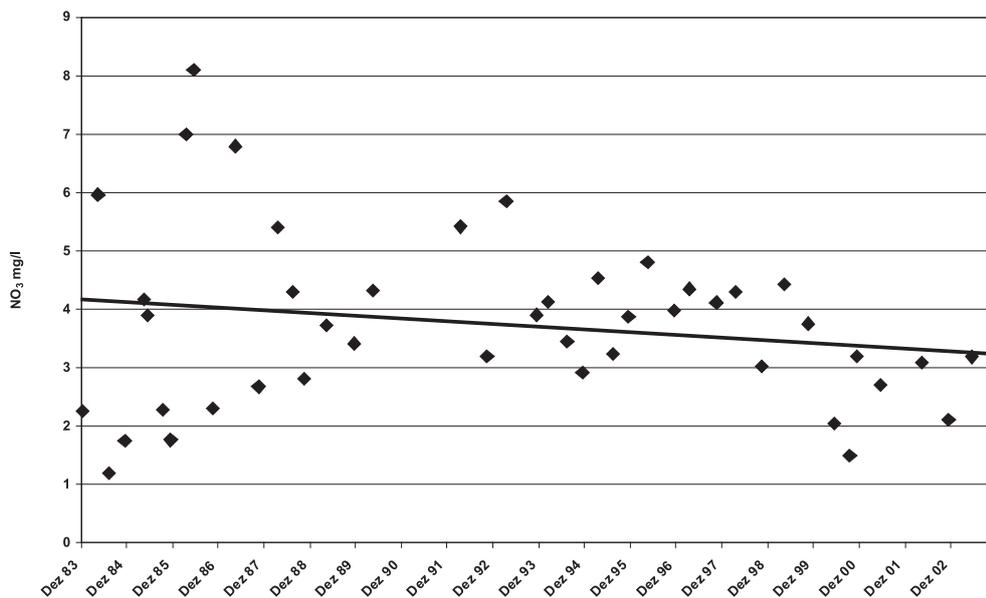


Abbildung 6b

Änderungen der Nitrat-Konzentration an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 8 von Dezember 1983 bis November 2003

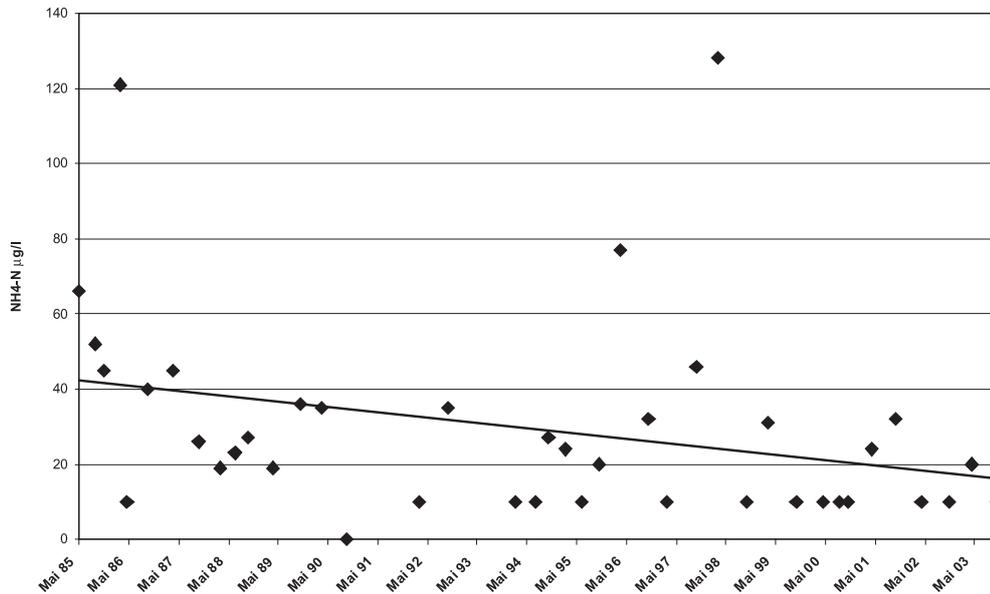


Abbildung 7a

Änderungen der Ammonium-Konzentration an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 2 von Mai 1985 bis Dezember 2003

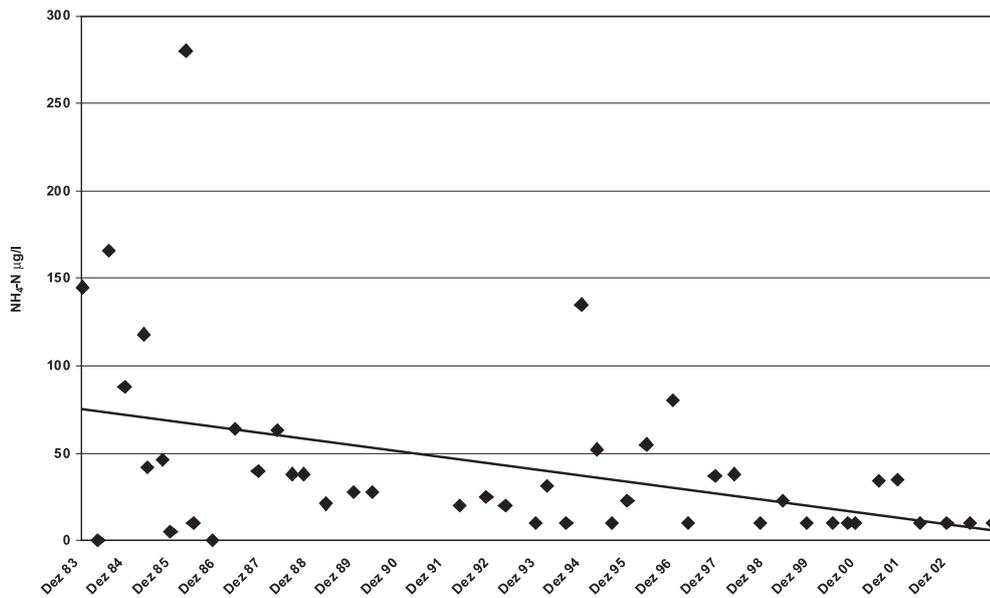


Abbildung 7b

Änderungen der Ammonium-Konzentration an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 8 von 1983 bis Dezember 2003

Die stärkeren Konzentrationsabsenkungen an dieser Gewässerstelle deuten darauf hin, dass infolge reduzierter atmosphärischer Belastung mit Säurebildnern ein geringerer Eintrag erfolgt. Auch das Ammonium (Abb. 7a u. 7b), das Mitte der achtziger Jahre noch Maximalwerte von 160 µg/l erreichte, nimmt an beiden Untersuchungsstellen ab, wobei offen bleiben muss, ob dies auf geringerem Eintrag und/oder auf geringerer Hemmung der Nitrifikation bei nachlassender Versauerung beruht.

Interessant ist die starke Zunahme von Silizium an beiden Untersuchungsstellen im Vergleich zu den achtziger Jahren (Abb. 8a u. 8b). Es ergeben sich trendmäßige Zunahmen von mehr als 100% (Untersuchungsstelle 2) bzw. mehr als 500% (Untersuchungsstelle 8). Die Trends sind für Untersuchungsstelle 2 hoch signifikant (\*\*:  $p < 0,01$ ) bzw. für Untersuchungsstelle 8 höchst signifikant (\*\*\*:  $p < 0,001$ ). Ähnliche Beobachtungen werden z.T. auch an anderen Gewässern mit Entsäuerungstendenz in deutschen

Mittelgebirgen gemacht (BAUER 1995, KIFINGER et al. 1998). Nach mündlicher Auskunft von Auerswald sind hier wahrscheinlich zwei Prozesse zu unterscheiden. In Einzugsgebieten mit zunehmender Boden- und Gewässerversauerung führt die pH-Abenkung zu einer verstärkten Verwitterung des anstehenden Gesteins mit zunehmender Freisetzung von Silikaten. Die anfangs der achtziger Jahren festgestellten niedrigen Konzentrationen dürften methodisch bedingt sein. Bei tieferen pH-Werten werden

die niedermolekularen Si-Komponenten (Monomere, Dimere u. a.) polymerisiert und können bei der angewandten colorimetrischen Messmethode, bei der nur die niedermolekularen Komponenten eine Farb-reaktion eingehen, nicht erfasst werden. Dies bedeutet, dass in Bächen, in denen Entsäuerungsvorgänge zu verzeichnen sind, zunehmend die niedermolekularen Si-Komponenten nicht mehr polymerisieren und daher dort höhere Messwerte festzustellen sind.

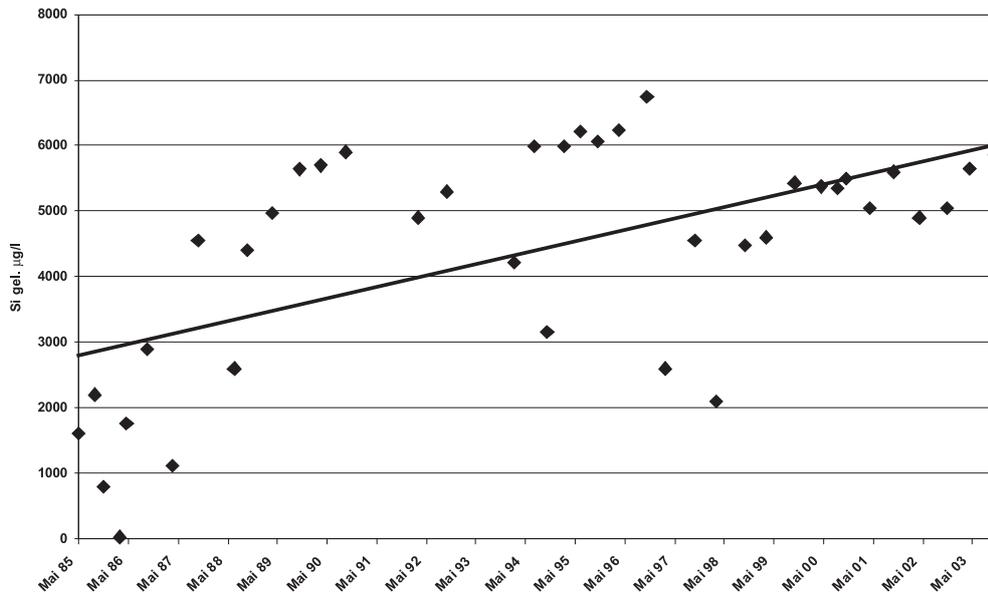


Abbildung 8a

Änderungen der Silizium-Konzentration an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 2 von Mai 1985 bis November 2003

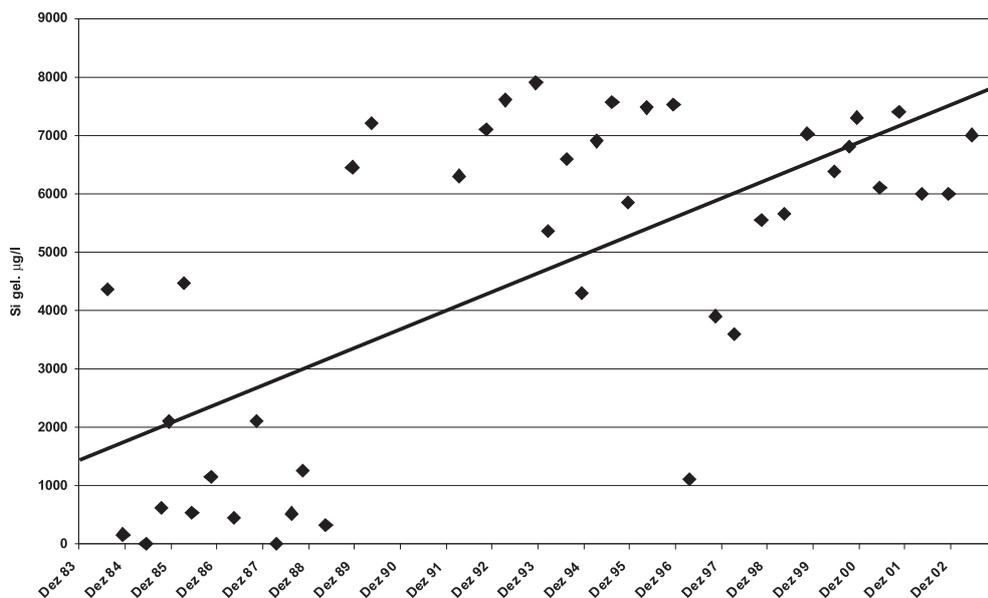


Abbildung 8b

Änderungen der Silizium-Konzentration an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 8 von Juli 1984 bis November 2003

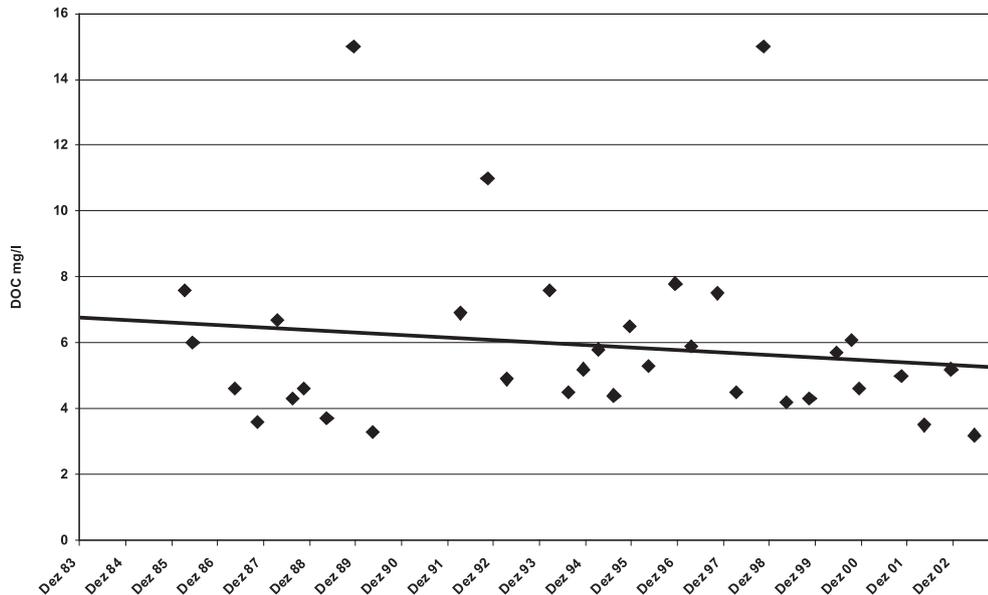


Abbildung 9

Änderungen der DOC-Konzentration an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 8 von Mai 1984 bis November 2003

Von Interesse ist auch der DOC-Gehalt in der Waldnaab (Abb 9). Generell ergibt sich ein geringer Trend zur Abnahme, der im engen Zusammenhang mit dem pH-Wert-Anstieg in der Waldnaab stehen dürfte, da tiefe pH-Werte hohe DOC-Konzentration begünstigen (BAUER et al. 1988). Allerdings treten in den Jahren 1989, 1992 und 1998 hohe Maxima auf. Sie sind möglicherweise durch Windwurf bedingt, bei dem es eventuell zu verstärktem Auswaschen organischer Stoffe aus dem frei gelegten Oberboden kam.

Ein weiteres Kennzeichen von Gewässern mit Entsäuerungstendenz ist die Abnahme von Aluminium und Spurenmetallen. Beim Aluminium (Abb. 10a u. 10b) zeigt sich parallel zur Reduktion von Nitrat und Sulfat eine etwas schwächere Abnahme im oberen Waldnaababschnitt und eine stärkere im unteren. Zu Beginn der Untersuchungen in den achtziger Jahren wurden noch Spitzenwerte von bis zu 1450 µg/l in der Waldnaab festgestellt. Mit Ausnahme des Hochwasserjahres 2002, wo noch Konzentrationen von bis zu 600 µg/l (Untersuchungsstelle 8) festzustellen waren, liegen die entsprechenden Werte Anfang dieses Jahrzehnts nur mehr bei 50 bis 250 µg/l. Der Trend ist an dieser Untersuchungsstelle hoch signifikant (\*\*:  $p < 0,01$ ).

Von den analysierten Spurenmetallen Zink, Kupfer, Blei und Cadmium findet vor allem beim Zink eine deutliche Verminderung statt. Tendenziell ergab sich bei diesem Metall eine maximale Abnahme von 40 auf 2 µg/l (Untersuchungsstelle 2). Wie beim Aluminium wurde auch bei einigen Spurenmetallen beim Hochwasser 2002 (Abb. 13a und 13b) eine Mobili-

sierung festgestellt, insbesondere beim Cadmium (Abb. 11a u. 11b). Bei diesem Metall betrug der Konzentrationsanstieg ca. das 17-fache im Vergleich zu November 2001. Eine derartig hohe Konzentration wurde innerhalb der zwanzigjährigen Untersuchungszeit nie gemessen.

Einen Rückschluss auf den Gesamt-Mineralstoffgehalt des Wassers erlaubt die Leitfähigkeit. Trotz der Waldkalkung ergibt sich bilanzmäßig nach 20 Jahren wegen der Entsäuerung eine Ionenabnahme und damit eine Verminderung der Leitfähigkeit. Wurden zu Beginn unserer Untersuchungen in den achtziger Jahren maximale Messwerte um 120 µS/cm verzeichnet, liegen sie mittlerweile bei 40-60 µS/cm.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die lufthygienische Entlastung sowie flankierende Maßnahmen wie Waldkalkung sich deutlich in der wasserchemischen Charakteristik der Waldnaab niederschlägt und von Jahren mit Extremereignissen abgesehen, deutliche Verbesserungen eingetreten sind. Allerdings sind mit Ausnahme der Säurekapazität an beiden Untersuchungsstellen sowie des pH-Wertes und der Aluminium-Konzentration an Untersuchungsstelle 8 die Trends wegen der relativ geringen Probenfrequenz nicht signifikant. Wie die Untersuchungen des ECE-Monitoringprogramms zur Gewässerversauerung zeigen (KIFINGER et al. 2000), werden die Ergebnisse dieser Untersuchung hinsichtlich einer Verbesserung der wasserchemischen Situation durch entsprechende Befunde an anderen versauerten Fließgewässern Deutschlands gestützt.

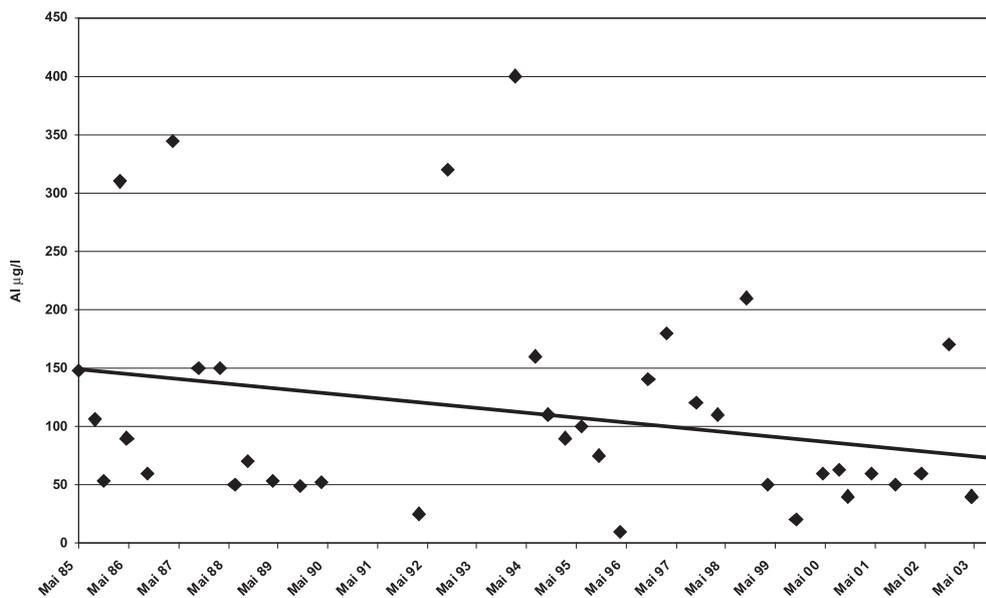


Abbildung 10a

Änderung der Aluminium-Konzentration an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 2 von Mai 1985 bis November 2003

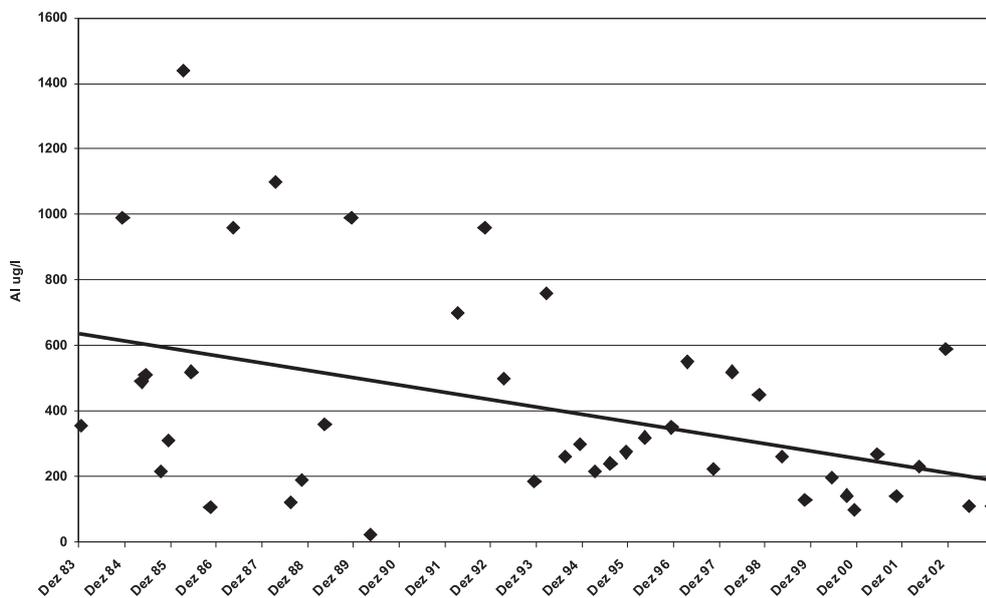


Abbildung 10b

Änderung der Aluminium-Konzentration an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 8 von Dezember 1983 bis November 2003

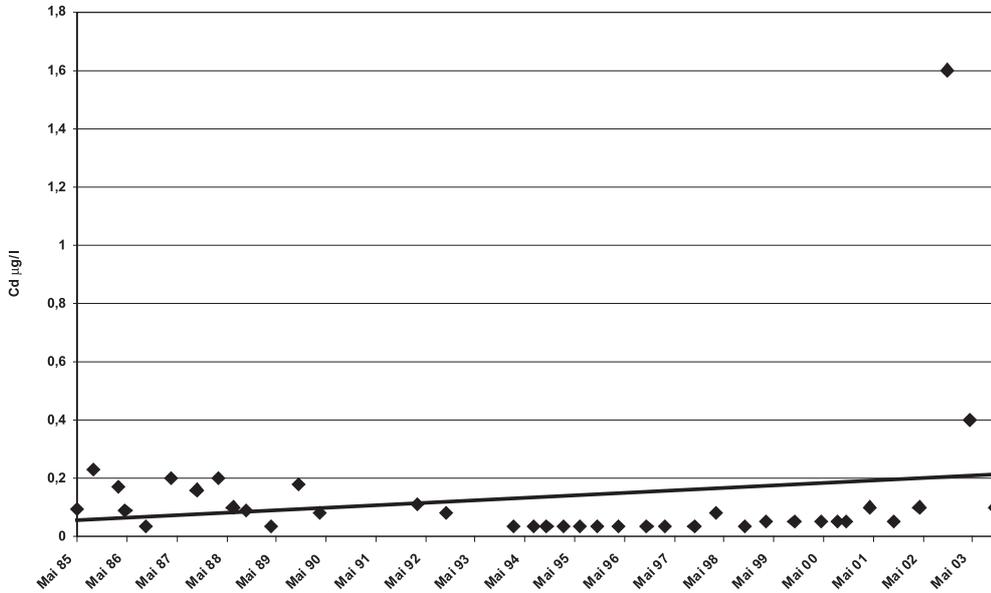


Abbildung 11a

Änderungen der Cadmium-Konzentration an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 2 von Mai 1985 bis November 2003

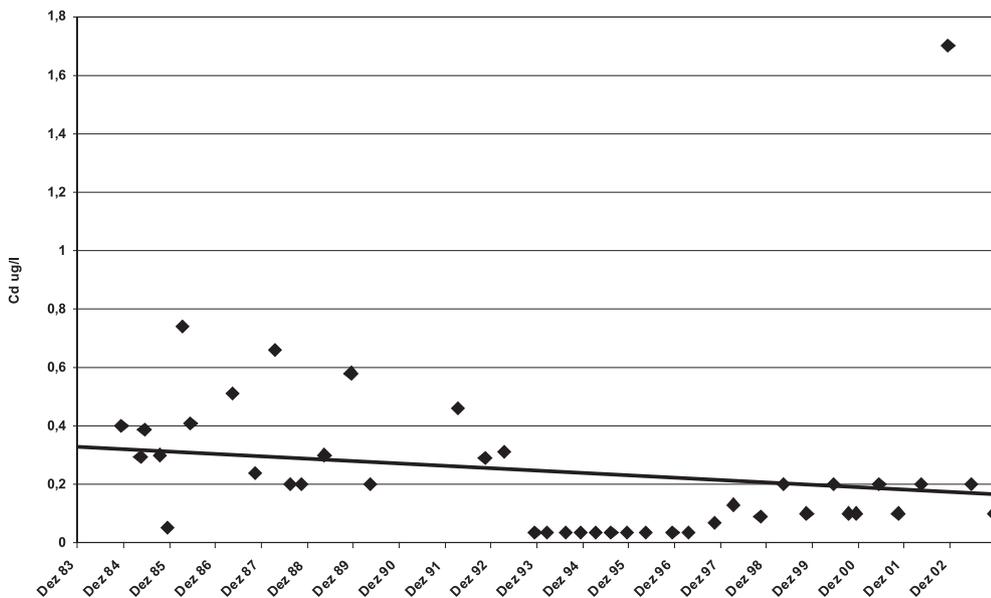


Abbildung 11b

Änderungen der Cadmium-Konzentration an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 8 von November 1984 bis November 2003

#### 4.1.4 Die Bedeutung der Stickstoffverbindungen für die Gewässerversauerung an der Waldnaab

Zu Beginn der Versauerungsdiskussion stand als verursachender Schadstoff das Schwefeldioxid im Mittelpunkt. Den Stickoxiden wurde eine geringere Bedeutung beigemessen, zum einen weil die Emissionen niedriger waren, zum anderen weil der Stickstoff,

der über die Luft in die Einzugsgebiete der Gewässer eingetragen als Nährstoff von der Vegetation und den Bodenorganismen weitgehend aufgebraucht wird und deshalb häufig nicht in übermäßigen Konzentrationen in den Gewässern erscheint.

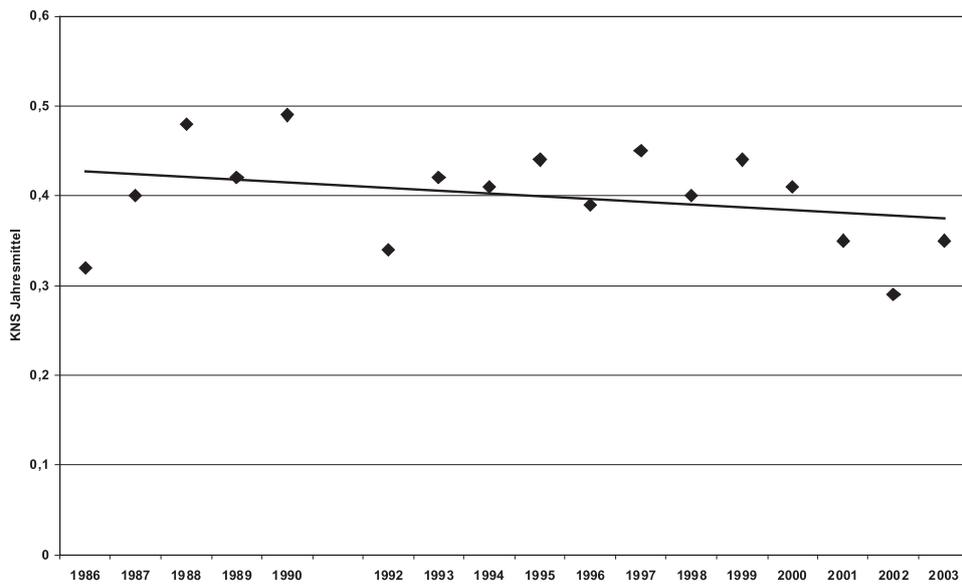
Dennoch gibt es viele Hinweise darauf, dass die Stickstoffverbindungen für die Versauerung von Grund- und Oberflächengewässern eine erhebliche Bedeutung haben, z.B. bei Entkoppelung des Stick-

stoffkreislaufes im Boden in Folge von Waldschäden, Überschreitung des N-Bedarfes der Vegetation (Stickstoffsättigung), Störungen des Ionenaustausches, der Nitrifikations- und Denitrifikationsvorgänge usw. (Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft 1997, BEUDERT 1999, ZIMMERMANN et al. 1999).

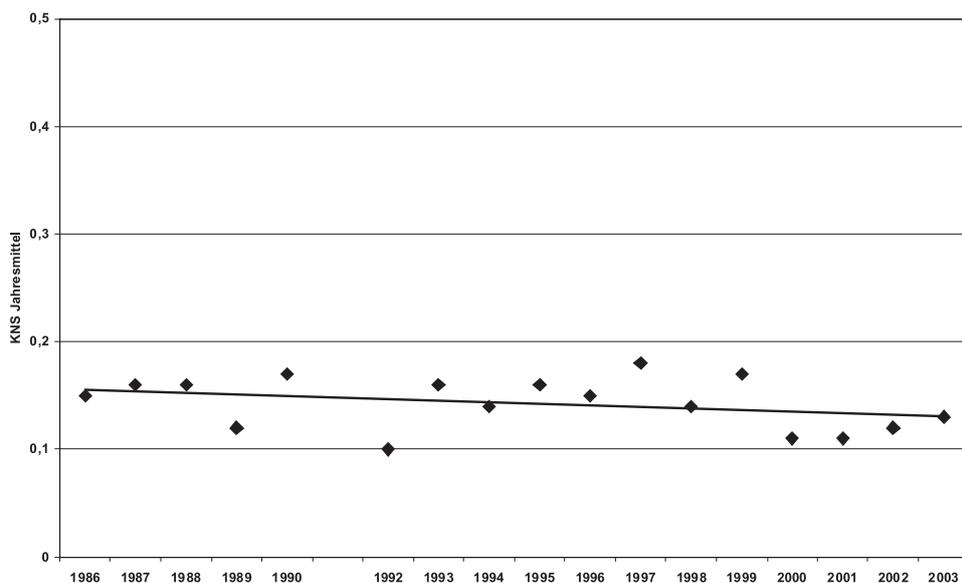
Um die Bedeutung des Nitrats für die Versauerung relativ zum Sulfat zu ermitteln, kann nach TRAAEN & STODDARD (1995) der Quotient KNS (Stickstoff-Schwefel-Koeffizient)

$$\frac{[NO_3^-]}{[NO_3^-] + [SO_4^{2-}]}$$

gebildet werden. Für die Berechnung der mittleren jährlichen Äquivalentkonzentrationen für die Untersuchungsstellen 2 und 8 (Abb. 12a u. 12b) werden die Jahre 1986 bis 2003 zugrunde gelegt (für 1991 lagen keine Analysen vor). Es zeigt sich, dass über die Jahre hinweg an der Untersuchungsstelle 2 der KNS zwischen rund 30 und 50% schwankt. Das bedeutet, dass der Anteil des Nitrats zwischen 30 und 50% der versauerungsrelevanten Anionen beträgt und somit deutlich zur Versauerung mit beiträgt. Deutlich geringer ist der Anteil und die Schwankungen an der Untersuchungsstelle 8, die zwischen 10 und 20% liegen. Tendenziell zeigen beide Untersuchungsstellen nur eine leichte Verringerung des Nitratanteils an der Versauerung.



**Abbildung 12a**  
Änderung des Stickstoff-Schwefel-Koeffizienten (KNS) an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 2 von 1986 bis 2003

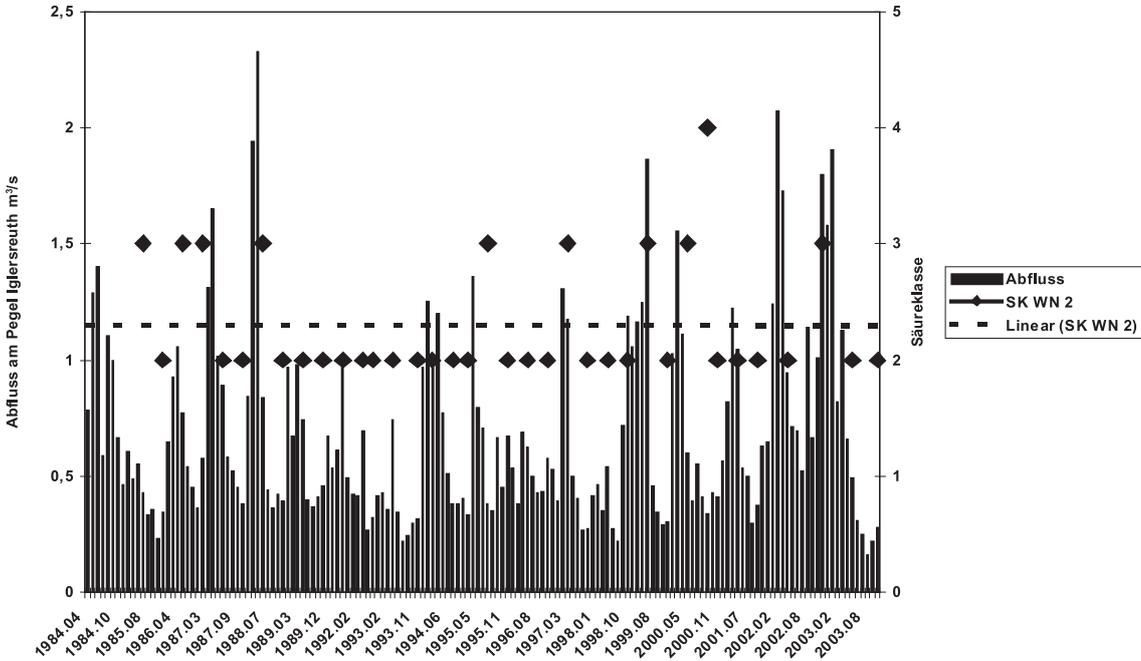


**Abbildung 12b**  
Änderung des Stickstoff-Schwefel-Koeffizienten (KNS) an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 8 von 1986 bis 2003

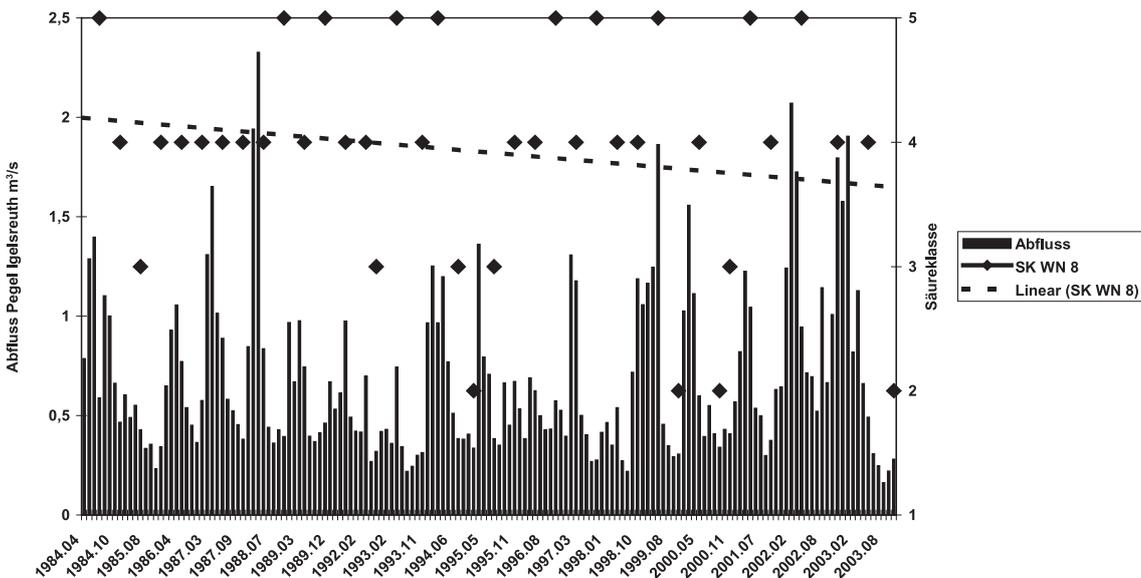
### 4.2 Makrozoobenthos (MZB)

Von Bedeutung ist die Frage, ob die wasserchemischen Verbesserungen Einfluss auf die Makrozoobenthosbesiedlung haben und es zu einer Wiederbesiedlung mit säuresensibleren Arten gekommen ist. Wie die Untersuchungen des gesamten Einzugsgebiets in den achtziger Jahren gezeigt haben, existieren neben den stärker versauerten Strecken auch schwach saure Waldnaab-Zuflüsse sowie nicht bzw. nur schwach versauerte Ab-

schnitte der Waldnaab mit einer säuresensibleren Fauna (BAUER et al. 1988), über die eine Wiederbesiedlung sich entsäuernder Gewässerstrecken potenziell möglich wäre. Als Bewertungskenngröße zur biologischen Charakterisierung versauerter Fließgewässer wird die Säurezustandsklasse (SK) auf der Basis des MZB herangezogen. Tritt eine Verbesserung ein, findet Wiederbesiedlung statt. Für die Waldnaab sind die entsprechenden Verhältnisse in Abb. 13a u. 13b dargestellt.



**Abbildung 13a**  
**Zusammenhang zwischen Abfluss und SK an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 2 zwischen Mai 1985 und November 2003**



**Abbildung 13b**  
**Zusammenhang zwischen Abfluss und SK an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 8 zwischen Juni 1984 und November 2003**

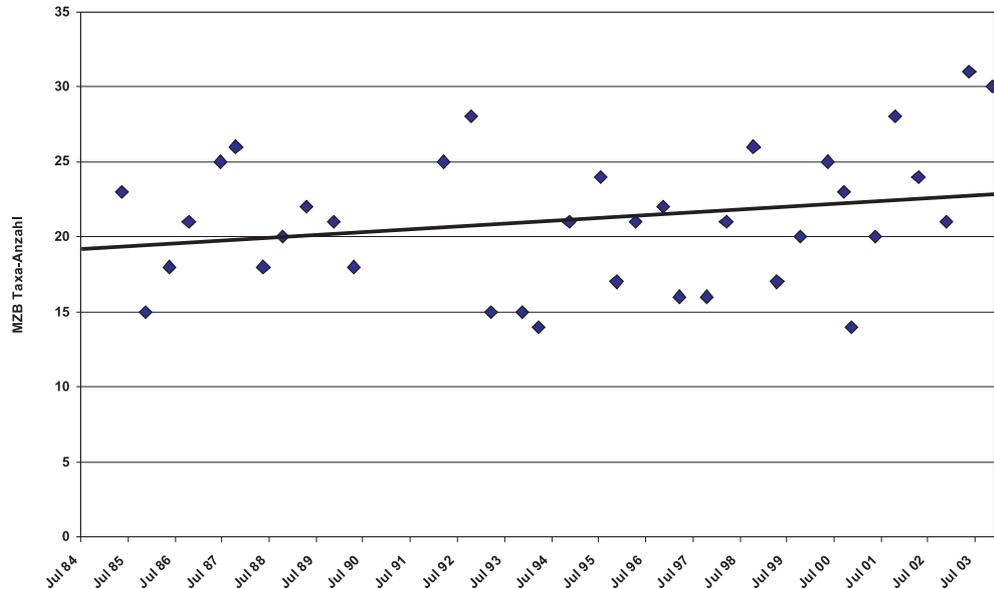


Abbildung 14a

Änderungen der Taxa-Anzahl des MZH an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 2 von Mai 1985 bis November 2003

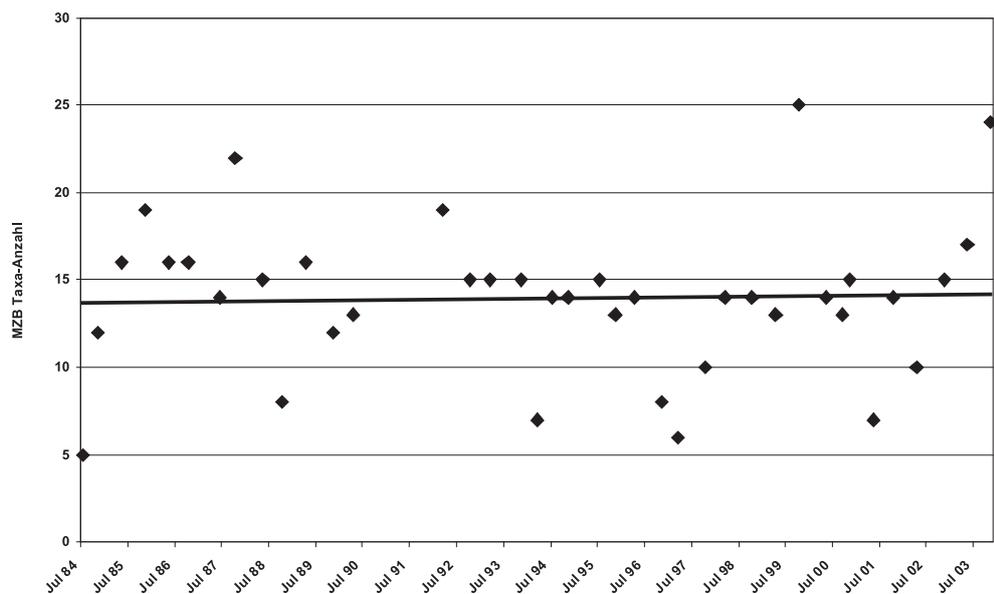


Abbildung 14b

Änderungen der Taxa-Anzahl des MZH an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 8 von Juli 1984 bis November 2003

An Untersuchungsstelle 2 schwanken die Einstufungen zwischen SK 2 und – von einer Ausnahme mit SK 4 abgesehen – zwischen SK 3. Somit ergibt sich kein Änderungstrend. An Untersuchungsstelle 8 liegen die Einstufungen zwischen SK 5 und SK 2. Trendmäßig ergibt sich hier eine leichte Verbesserung. An beiden Untersuchungsstellen besteht ein gewisser Zusammenhang zwischen Abfluss und SK. Bei erhöhten Abflüssen, zumeist im Frühjahr, ergibt sich i. d. R. eine schlechtere Klasse, während sich bei Niedrigwas-

ser im Sommer und Frühherbst bessere Einstufungen ergeben. Dies beruht darauf, dass im Sommer und Frühherbst seit den neunziger Jahren verstärkt mäßig säureempfindliche Arten in Erscheinung treten, die im Frühjahr nach den Schmelzabflüssen wieder verschwunden sind. Dies gilt insbesondere für Untersuchungsstelle 8. Somit finden an beiden Stellen Wiederbesiedlung bzw. Anläufe zur Wiederbesiedlung mit empfindlicheren Arten statt.

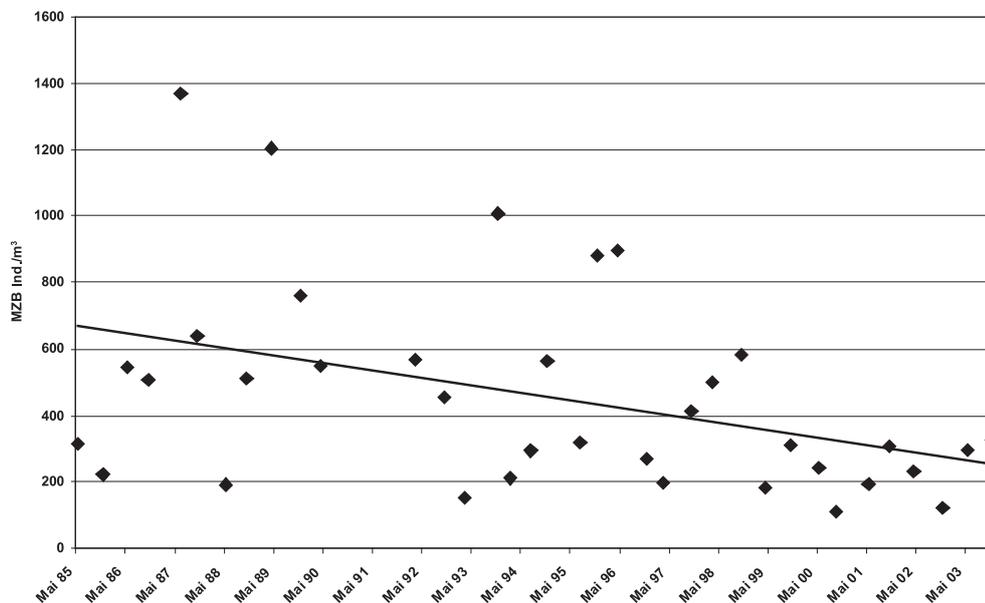


Abbildung 15a

Änderungen der Individuendichte des MZB an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 2 von Mai 1985 bis November 2003

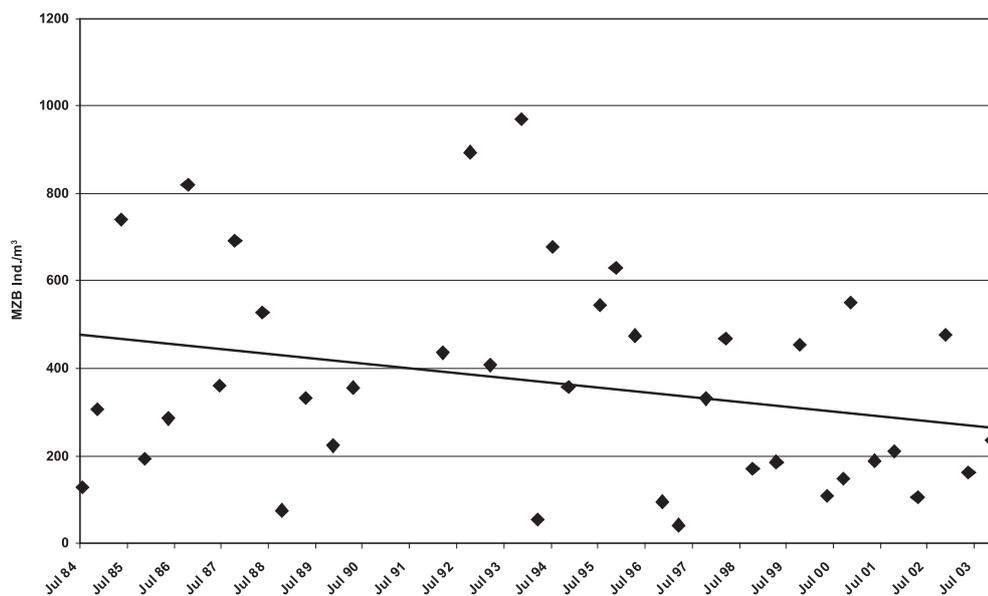


Abbildung 15b

Änderungen der Individuendichte des MZB an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 8 von Juli 1984 bis November 2003

Beim Besiedlungsmuster zeigen sich zwischen beiden Untersuchungsstellen erhebliche Unterschiede. An Untersuchungsstelle 2 dominieren säuretolerante und säureresistente Organismen (hauptsächlich die Steinfliege *Isoperla sp.*, die Köcherfliegen *Drusus discolor*, *Apatania fimbriata*, *Sericostoma personatum*, der Wasserkäfer *Limnius perrisi*), sehr säureresistente Organismen (Steinfliegen *Leuctra nigra*, *Protonemura sp.*) und mäßig säureempfindliche Organismen (v.a. die Eintagsfliege *Baetis alpinus*) sind dagegen unterrepräsentiert. Auffällig ist der zunehmende Anteil der

mäßig säureempfindlichen Organismen (überwiegend *Baetis alpinus*) ab den neunziger Jahren. An Untersuchungsstelle 8 überwiegen dagegen sehr säureresistente Organismen (Strudelwurm *Polycelis felina*, Steinfliegen *Brachyptera seticornis*, *Leuctra nigra*, *Protonemura sp.*, Köcherfliegen *Drusus annulatus*, *Plectrocnemia spp.*). Ab den neunziger Jahren zeigen sich verstärkt Anteile von säuretoleranten und säureresistenten Organismen (Steinfliegen *Isoperla sp.*, *Amphinemura sp.*, Wasserkäfer *Elodes sp.*, Köcherfliegen *Drusus discolor*) und mäßig säureempfindli-

che Organismen (Eintagsfliegen *Baetis alpinus*, *Rhythrogena sp.*, *Ecdyonurus sp.*, Wasserkäfer *Hydraena gracilis*, Köcherfliegen *Hydropsyche sp.*, *Lithax niger*) treten auf. Bei den nach Untersuchungsstelle 8 eingewanderten mäßig säureempfindlichen Arten handelt es sich um mobile Insekten, die – wie oben angeführt – aus schwach sauren Zuflüssen bzw. dem nicht mehr versauerten unteren Waldnaababschnitt kommen dürften. Immobile, langsam wandernde Arten, wie Muscheln, Schnecken u.a. fehlen. Zu berücksichtigen ist, dass sich – wie oben erwähnt – die Wiederbesiedlung an dieser Stelle mit mäßig säureempfindlichen Organismen derzeit noch in einem reversiblen Stadium befindet und sehr stark von den meteorologischen Gegebenheiten abhängt. Deshalb ist dort auch noch kein Trend steigender Taxazahlen (Abb. 14b) festzustellen. An Untersuchungsstelle 2 nehmen dagegen die Taxazahlen (Abb. 14a) zu, hier liegen offenbar stabilere Verhältnisse vor. Eine weitere Auffälligkeit betrifft die Individuendichten, die sowohl an Untersuchungsstelle 2 (Abb. 15a) wie an Untersuchungsstelle 8 (Abb. 15b) deutlich abnehmen. Allerdings ergibt sich lediglich für die Individuendichte an Untersuchungsstelle 2 hinsichtlich des Trends eine Signifikanz (\*:  $p < 0,05$ ). Hier ist die Situation nicht ganz klar. Bei den autökologischen Befunden deutet sich lediglich an Untersuchungsstelle 8 eine geringere Umstrukturierung der Bizönose an. Dort sind bei den Ernährungstypen die Anteile der

Filterierer und Räuber seit den neunziger Jahren zunehmend bei abnehmenden Sammler-Anteilen (Abb. 16b). Bei den Habitattypen zeigt sich eine Verminderung der Pelal- und Psammalbesiedler zugunsten der Akalbesiedler (Abb. 17b). An Untersuchungsstelle 2 sind dagegen keine auffälligeren Wechsel bei den Ernährungstypen und Habitattypen zu verzeichnen (Abb. 16a, Abb. 17a).

Insgesamt zeigen die Befunde, dass sich die Waldnaab auch biologisch zu erholen beginnt, wobei mit Ausnahme der Individuendichte an Untersuchungsstelle 2 allerdings kein Trend signifikant ist.

Biologische Befunde einer Verbesserung von versauerten Gewässern Deutschlands sind bisher nur von wenigen Bächen dokumentiert (KIFINGER et al. 2000). Generell gilt, dass die biologische Wiederbesiedlung mit erheblicher Verzögerung der chemischen Verbesserung folgt und sehr vom Wiederbesiedlungspotenzial im Einzugsgebiet abhängt.

Wie eingangs erwähnt, unterliegt die Waldnaab einem Sanierungsgebot nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, da sie wegen ihrer Einzugsgebietsgröße ( $> 10 \text{ km}^2$ ) in den Geltungsbereich dieser Richtlinie fällt und – wie die Auswertungen gezeigt haben – noch erhebliche ökologische Defizite wegen Versauerung aufweist. Das gewässertypen- und leitbildbezogene Bewertungssystem der WRRL<sup>3)</sup> ist modulartig aufgebaut und für die Zustandsbewertung ist die

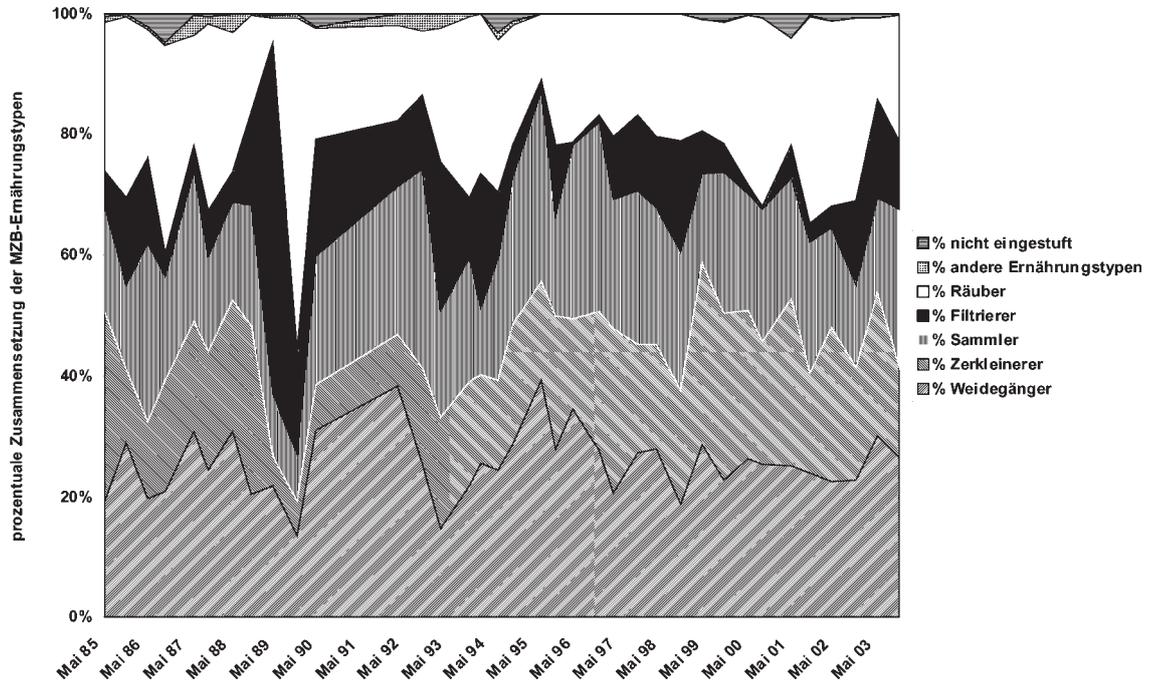


Abbildung 16a

Prozentuale Zusammensetzung der MZB-Ernährungstypen an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 2 von Mai 1985 bis November 2003

<sup>3)</sup> Nach der Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) sind 5 Qualitätsklassen zu unterscheiden: der sehr gute (Referenz), gute, mäßige, unbefriedigende und schlechte Zustand. Als biologische Qualitätskomponenten werden in Fließgewässern Phytoplankton, Phytobenthos/Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische herangezogen.

Biologie ausschlaggebend. Ferner gilt das Prinzip der worst case Regel. Für die endgültige Zustandsbewertung ist danach die schlechteste Bewertung einer biologischen Qualitätskomponente ausschlaggebend. Als Stressoren für das MZB werden die Module Saprobie, Versauerung und Allgemeine Degradation (hauptsächlich Degradation der Gewässermorphologie) her-

angezogen. Bezüglich der Saprobie ist die Waldnaab mit Güteklasse I zu bewerten und morphologisch ist sie als natürlich bis naturnah einzustufen. Das MZB an Untersuchungsstelle 2 ist in den letzten Jahren pessimal in SK 3 und an Untersuchungsstelle 8 entsprechend in SK 4 einzustufen. Das Gewässer ist somit außer der Versauerung durch keine weiteren Stres-

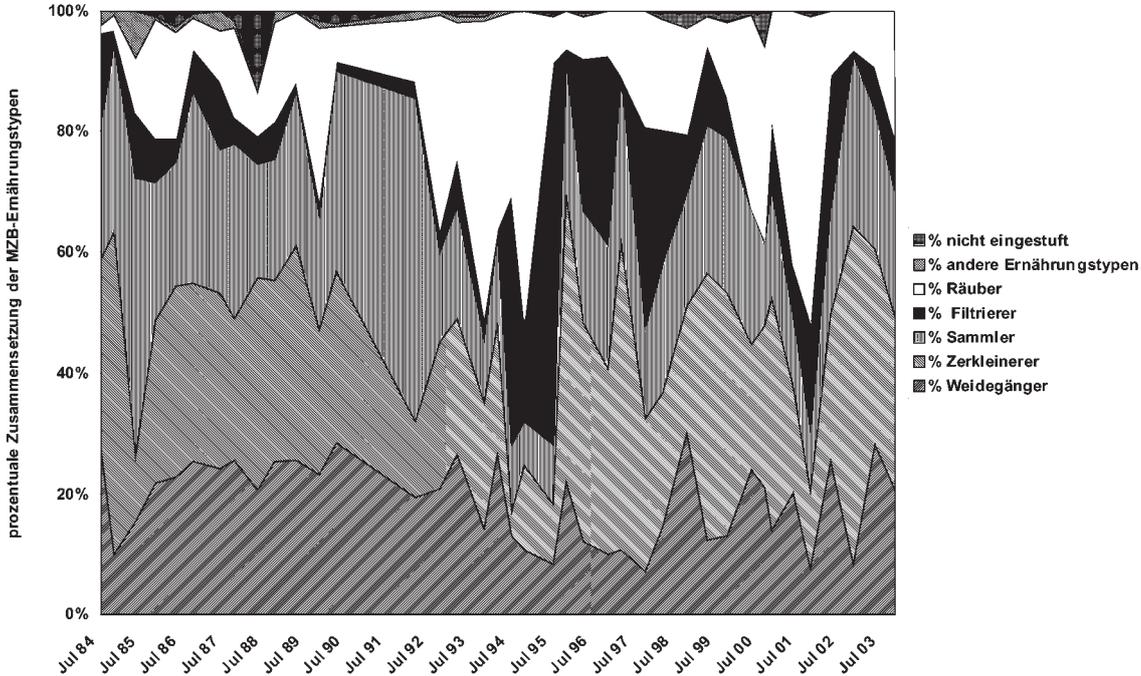


Abbildung 16b

Prozentuale Zusammensetzung der MZB-Ernährungstypen an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 8 von Juli 1984 bis November 2003

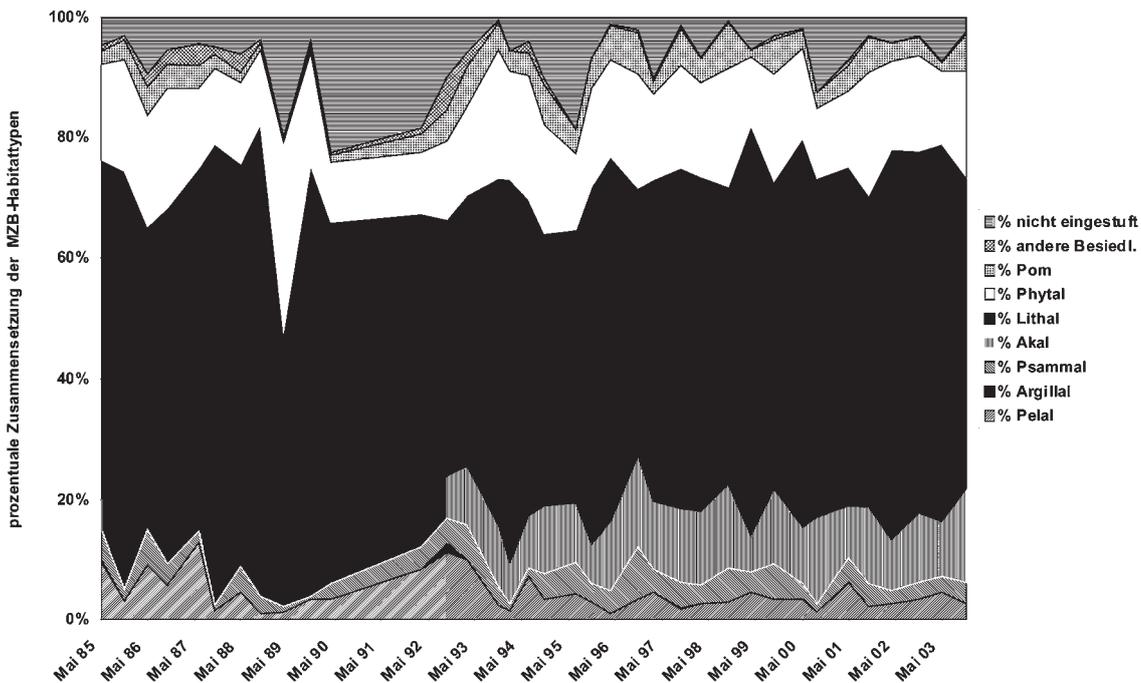


Abbildung 17a

Prozentuale Zusammensetzung der MZB-Habitattypen an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 2 von Mai 1985 bis November 2003

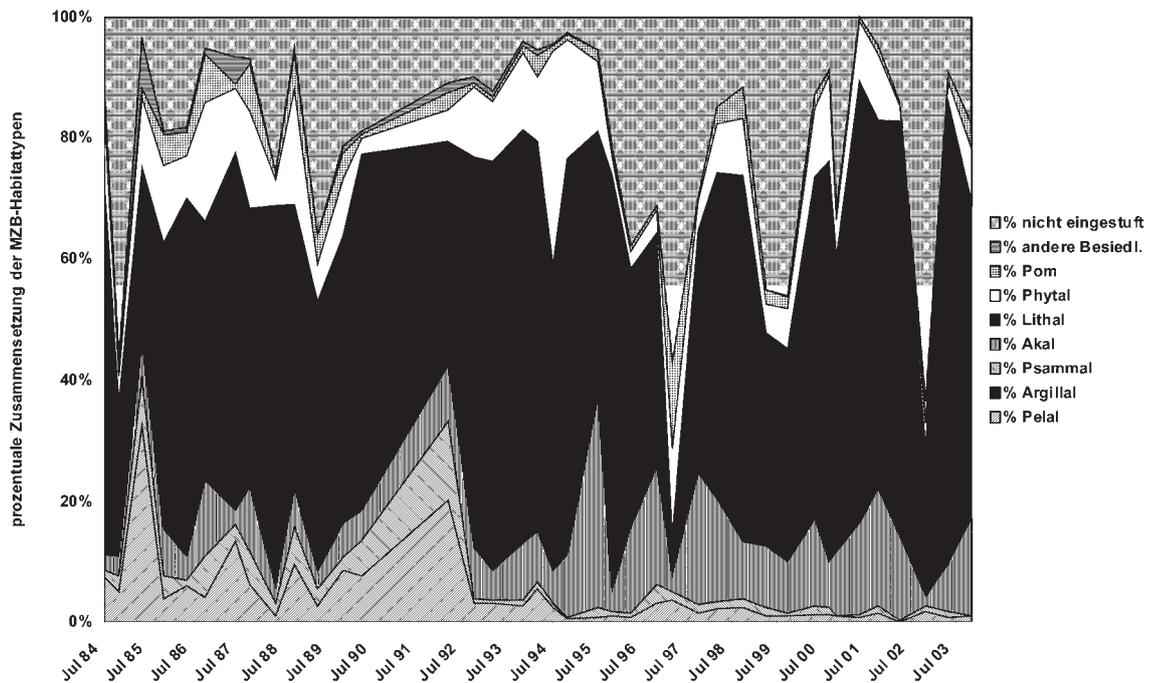


Abbildung 17b

Prozentualer Anteil der MZB-Habitattypen an der Waldnaab-Untersuchungsstelle 8 von Juli 1984 bis November 2003

soren belastet. Auf der Basis der Qualitätskomponente Makrozoobenthos ist ihm der „unbefriedigende Zustand“ zuzuordnen. In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass die Waldnaab im Rahmen eines von der Wasserwirtschaftsverwaltung 2004 durchgeführten bayernweiten Tests zur Überprüfung der Praxistauglichkeit des Bewertungsverfahrens der WRRL eingebunden ist. Bei diesem Test werden bei der Waldnaab die biologischen Qualitätskomponenten Phytobenthos/Makrophyten, MZB und Fische erfasst. Die Auswertung der Ergebnisse liegen Anfang 2005 vor. Es bleibt daher abzuwarten, ob die Waldnaab nach diesen Ergebnissen anders zu bewerten ist. Trotz eingetretener ökologischer Verbesserungen ist es zweifelhaft, ob das Gewässer bis 2015 den „guten ökologischen Zustand“ erreichen wird. Daher besteht noch ein Sanierungsbedarf und die säurebildenden Luftschadstoffe sind weiter zu reduzieren.

## 5. Zusammenfassung

Der Komplex Gewässerversauerung und „Saurer Regen“, steht in den letzten Jahren nicht mehr im Vordergrund der ökologischen Forschung, nachdem Luftreinhaltemaßnahmen in Europa die wichtigsten versauernd wirkenden Luftschadstoffe – Schwefeldioxid und Stickoxide – deutlich gesenkt haben. Wie aber haben sich die Luftreinhaltemaßnahmen auf die Deposition der Schadstoffe, auf die Chemie und die Lebewelt der von Versauerung betroffenen Gewässer und die Gewässer-Belastbarkeit ausgewirkt? Ist eine Entsäuerung eingetreten und wurden die ehemals verödeten Fließgewässer wieder besiedelt? Diese Fragen sind von aktueller Bedeutung, da nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie ökologisch de-

gradierte Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet über 10 km<sup>2</sup> einem Sanierungsgebot unterliegen und bis zum Jahr 2015 den „guten ökologischen Zustand“ erreicht haben müssen.

Am Beispiel der im Oberpfälzer Wald (Bayern) an der Grenze zur Tschechischen Republik gelegenen oberen Waldnaab, die seit 1983 im Rahmen mehrerer Forschungsvorhaben gewässerchemisch und gewässerbiologisch (Makrozoobenthos) mit 2 bis 3 Untersuchungen/Jahr bearbeitet wurde, ist den angegebenen Fragen nachgegangen worden. Das 51,7 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet ist hinsichtlich der geologischen, hydrologischen, forst- und landwirtschaftlichen Einflüsse gut abzugrenzen.

Die Untersuchungen haben ergeben:

1. Von 1987-1995 zeigt sich ein deutlicher Trend der S- Gesamtdpositionsabnahme an der unteren Untersuchungsstelle. Weniger stark ist die N-Abnahme. Auch die niedrigsten N- und S-Depositionswerte weisen jedoch immer noch erhebliche Critical Loads-Überschreitungen auf.
2. Bedingt durch die geogenen Gegebenheiten zeigt die Waldnaab in ihrem Verlauf nicht die für Mittelgebirgsbäche typische pH-Wert-Charakteristik einer pH-Wert-Zunahme talwärts. Bei ihr nimmt der pH-Wert von der Quelle bis zur Waldgrenze ab. Erst im weiteren Verlauf nimmt er wegen veränderter Gegebenheiten (Landwirtschaft, Geologie u.a.) wieder zu.
3. Die lufthygienischen Sanierungsmaßnahmen schlagen sich deutlich in der Gewässerchemie nieder: So zeigen die Leitparameter der Gewässerversauerung pH-Wert, Säurekapazität, Sulfat, Nitrat,

Aluminium und einige Spurenschwermetalle Änderungen, die auf einen Trend zur Entsäuerung hindeuten. Dabei waren die Verbesserungen an der unteren Gewässerstelle deutlicher ausgeprägt als an der oberen. Flankierende Waldkalkungen haben diesen Prozess beschleunigt. Besonders deutlich waren ferner die Si-Zunahmen mit bis zu 500%. Extremereignisse, wie das Hochwasser 2002, haben zu einer stärkeren Mobilisierung von Aluminium und Spurenmetallen, insbesondere von Cadmium, geführt. Für den pH-Wert, die Säurekapazität, Aluminium und Silizium sind die Trends signifikant bzw. hochsignifikant.

4. Nitrat trägt an beiden Untersuchungsstellen in unterschiedlichem Maß zur Versauerung bei, an der oberen Untersuchungsstelle deutlich stärker als an der unteren. Tendenziell zeigen beide Untersuchungsstellen nur eine leichte Verringerung des Nitrat-Anteils an der Versauerung.
5. Die biologischen Verhältnisse bezüglich des Makrozoobenthos sind seit den neunziger Jahren durch Verbesserungen gekennzeichnet, d.h. es findet Wiederbesiedlung mit mäßig säureempfindlichen Arten statt und die sehr säureresistenten Arten nehmen ab. An der unteren Untersuchungsstelle hat sich die biologische Verbesserung allerdings noch nicht stabilisiert. Im Frühjahr nach der Schneeschmelze sind alle mäßig säureempfindlichen Arten, die im Sommer und Herbst seit Mitte der neunziger Jahre zu beobachten sind, wieder verschwunden. Für die Individuendichte an der unteren Untersuchungsstelle ist der Trend signifikant.
6. Gemäß dem Bewertungsverfahren nach europäischer Wasserrahmenrichtlinie (Qualitätskomponente Makrozoobenthos; Bearbeitungsstand 2004) ist der Zustand der Waldnaab als „unbefriedigend“ einzuordnen. Zur Erreichung des „guten Zustandes“ besteht daher noch ein Sanierungsbedarf bezüglich weiterer Senkung der säurebildenden Luftschadstoffe.

## 6. Danksagung

Für die Förderung der Forschungsvorhaben Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge, des Interreg-I und II-Vorhabens sei dem Bayerischen Staatsministeriums f. Umweltschutz, Landesentwicklung und Verbraucherfragen herzlich gedankt. Ebenso möchten wir für die Teilförderung des Critical Load-Projektes dem Umweltbundesamt (UFOPLAN-NR. 102 04 362 bzw. UBA-Forschungsprojekt, FKZ 298 43 209) sowie allen Institutionen und Mitwirkenden, die die Daten erhoben und zur Verfügung gestellt haben, danken.

Herrn Dr. F. Fischer, LfW möchten wir für die kritische Durchsicht des Manuskripts herzlich danken.

## 7. Literaturverzeichnis

AQEM (2004):

AQEM European stream assessment program. Version 2.3. Handbuch der deutschen Version

BAUER, J.; R. LEHMANN & A. HAMM (1988):

pH-Wert-Veränderung an ungepufferten Seen und Fließgewässern durch saure Deposition und ökologische Aspekte der Gewässerversauerung. S. 1-240. In: Gewässerversauerung in nord- und nordostbayerischen Grundgebirge. Bericht der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung, München, 395 S.

BAUER, J. (1995):

Untersuchungen zur Gewässerversauerung im Einzugsgebiet von Naab und Regen im Grenzgebiet zur Tschechischen Republik. Interreg-I-Projekt. Materialien Nr. 49. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 38 S. mit Anhang

BAUER, J.; J. LUKAVSKY; F. LEDERER † & P. SMILAUER (1997):

Ökologische Untersuchung und Bewertung von Gewässern mit diffusen und punktförmigen Belastungen durch grenzüberschreitenden Eintrag. Interreg-II-Projekt. Abschlussbericht. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 64 S. mit Anhang

Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft (1997):

Grundwasserversauerung in Bayern. – Informationsbericht Heft 1/97; München, 197 S.

BRAUKMANN U. & R. BISS (im Druck):

Assessment of acidification in mountain rivers using benthic macroinvertebrates. – *Limnologia*

BEUDERT, B. (1997):

Veränderungen im Stoffhaushalt eines abgestorbenen Fichtenökosystems im Forellenbach des Nationalparks Bayerischer Wald. In: Einzugsgebiet Große Ohe – 20 Jahre hydrologische Forschung im Nationalpark Bayerischer Wald, H. 7, Nationalparkverwaltung Bayer. Wald (Hrsg.), S. 162

BOLTE, A.; B. WOLFF; G. BURKL; R. LEHMANN; B. KIFINGER; D. ROBRECHT; & H. ZAHN (2001):

Validierung von Critical Load-Überschreitungen mit Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens. Abschlussbericht zum UBA-Forschungsprojekt, FKZ 298 43 209, Umweltbundesamt, Berlin

BÜHL, A. & P. ZÖFEL (1998):

SPSS-Version 8 – Einführung in die moderne Datenanalyse. ISBN-3-8273-1432-1, Addison-Wesley-Longman-Verlag, Bonn, 670 S.

EU (2000):

Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Europäische Wasserrahmenrichtlinie). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften 22.12.2000, Brüssel, 72 S.

FISCHER-SCHERL, Th. †; R. W. HOFFMANN; B. KÜGEL; G. MERK & H. MILLER (1988):

Einfluss der Gewässerversauerung auf die Fischfauna. – S. 281-385 In: Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge. Bericht der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung, München

HENRIKSEN, A. & M. POSCH (1998):

Critical loads and their exceedances for ICP-Waters sites. ICP-Waters Report, NIVA, Oslo

KIFINGER, B.; G. BURKL; R. LEHMANN; G. SCHNELBÖGL & J. WIETING (1998):

Langzeituntersuchungen versauerter Oberflächengewässer in der Bundesrepublik Deutschland (ECE-Monitoringprogramm). – Ber. ANL 22: 153-162

KIFINGER, B.; G. BURKL & R. LEHMANN (1998):  
Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland – Bericht der Jahre 1995-1996. Materialien Nr. 76. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 65 S. mit Anhang

KIFINGER, B., R. LEHMANN & G. BURKL (2000):  
Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Bericht der Jahre 1999-2000. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 43 S. mit Anhang

LEHMANN, R. (1987):  
Zur Gewässerversauerung neigende Gebiete in der BRD (Karte 1:2.000 000). In: Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Texte des UBA 2287

LEHMANN, R. & A. HAMM (1988):  
Pufferungsschwache Räume in der Bundesrepublik Deutschland. Gefährdete Gebiete für eine Gewässerversauerung und ihre kartographische Darstellung. Die Geowissenschaften 6/8: 242-245

MEIER, C., D. HERING, R. BISS, J. BÖHMER, C. RAWER-JOST, A. ZENKER, P. HAASE, F. SCHÖLL (2004):  
Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. – UBA-Abschlussbericht. Förderkennzeichen (UFOPLAN) 202 24 223, Essen

NAGEL, H.-D. & H. D. GREGOR (Hrsg.)(1999):  
Ökologische Belastungsgrenzen – Critical Loads & Critical Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer Verlag, Berlin, S. 25

POTTGIESSER, T. & H. SOMMERHÄUSER (2004):  
Die Fließgewässertypologie Deutschlands: System der Gewässertypen und Steckbriefe zu den Referenzbedingungen. In: STEINBERG, C., W. CALMANO, R.-D. WILKEN & H. KLAPPER (Eds.): Handbuch der Limnologie. Landsberg (ecomede Verlagsgesellschaft), im Druck

SCHMEDTJE, U. & M. COLLING (1996):  
Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. – Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft Heft 4/96, München, 543 S.

SCHRÄDER, T. (1932):  
Über die Möglichkeit einer quantitativen Untersuchung der Boden- und Ufertierwelt fließender Gewässer. – Z. Fischerei 30: 105 – 127

TRAAEN, T. S. & J. L. STODDARD (1995):  
An assessment of nitrogen leaching from watersheds included in ICP on Waters. NIVA, Oslo, 39 S.

UBA (1997):  
Daten zur Umwelt. – Umweltbundesamt Berlin, E. Schmidt Verlag, Berlin, 380 S.

ZIMMERMANN, L.; K. MORITZ; M. KENNEL & J. BITTERSÖHL (1999):  
Auswirkungen von flächigem Borkenkäferbefall auf Wassermenge und Gewässerqualität. In: Einzugsgebiet Große Ohe – 20 Jahre hydrologische Forschung im Nationalpark Bayerischer Wald, H. 7, Nationalparkverwaltung Bayer. Wald (Hrsg.), S. 162

#### **Anschrift der Autoren:**

Dr. Johannes Bauer  
Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft  
Abteilung Gewässerökologische Forschung  
Demollstr. 31  
82407 Wielenbach

Dipl. Geogr. Bruno Kifinger  
Fa. Geo-Ökologie Consulting  
Zweigstelle Garmisch-Partenkirchen  
Burgstr. 7  
82467 Garmisch-Partenkirchen

Dipl. Geogr. Dipl. Ing. Reinhold Lehmann  
Fa. Geo-Ökologie Consulting  
Prälatenweg 15a  
82362 Weilheim

# Berichte der ANL 28 (2004)

Herausgeber:  
Bayerische Akademie für Naturschutz  
und Landschaftspflege (ANL)  
Seethaler Str. 6  
D - 83406 Laufen  
Telefon: 086 82/89 63-0,  
Telefax: 086 82/89 63-17 (Verwaltung)  
086 82/89 63-16 (Fachbereiche)  
E-Mail: [poststelle@anl.bayern.de](mailto:poststelle@anl.bayern.de)  
Internet: <http://www.anl.bayern.de>

Die Bayerische Akademie für Naturschutz  
und Landschaftspflege ist eine dem  
Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums  
für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz  
zugeordnete Einrichtung.

Schriftleitung und Redaktion:  
Dr. Notker Mallach, ANL

Für die Einzelbeiträge zeichnen die  
jeweiligen Autoren verantwortlich.

Die mit dem Verfasseramen gekennzeichneten  
Beiträge geben nicht in jedem Fall die Meinung des  
Herausgebers bzw. des Schriftleiters wieder.

Die Zeitschrift und alle in ihr  
enthaltenen einzelnen Beiträge sind  
urheberrechtlich geschützt.  
Jede Verwendung außerhalb der  
engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes  
ist ohne Zustimmung der AutorInnen  
oder der Herausgeber unzulässig.

Erscheinungsweise:  
Einmal jährlich

Dieser Bericht erscheint im März 2005

Bezugsbedingungen:  
Siehe Publikationsliste am Ende des Heftes

Satz: Fa. Hans Bleicher, 83410 Laufen

Druck und Bindung: Lipl Druckservice,  
84529 Tittmoning

Druck auf Recyclingpapier (100% Altpapier)

ISSN 0344-6042

ISBN 3-931175-75-8

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege \(ANL\)](#)

Jahr/Year: 2004

Band/Volume: [28](#)

Autor(en)/Author(s): Bauer Johannes, Kifinger Bruno, Lehmann Reinhold

Artikel/Article: [Langzeituntersuchungen zur Gewässerversauerung an der oberen Waldnaab/Oberpfälzer Wald \(Bayern\) 105-127](#)