

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

**Konsolidierung ehemals versauerter
Bachoberläufe
dokumentiert anhand der Veränderungen
der Kieselalgen-Zönose**

von
Dr. phil. nat. E. Alles

Förderkennzeichen: BWC 20018

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert



Oktober 2002

Inhalt:

1 Einleitung und Zielsetzung.....	1
2 Material und Methoden	3
2.1 Auswahl der Gewässer.....	3
2.2 Aufbereiten des Diatomeenmaterials	4
2.3 Mikroskopie	4
2.4 Auswertung.....	5
3 Ergebnisse	9
3.1 Ständig oder zeitweilig akut versauerte Bäche	9
3.1.1 Ailbach im Murgtal (095.9).....	9
3.1.2 Kaltenbach (025)	11
3.1.3 Kleine Kinzig (015).....	19
3.1.4 Dürreychbach (041).....	27
3.1.5 Rotmurg (031)	32
3.2 Bäche, die nie akut versauert und auch nicht eudystroph sind	37
3.2.1 Goldersbach (014)	37
3.2.2 Stutzbach (032).....	39
3.2.3 Rauhornbach (080)	42
3.3. Moorabflüsse.....	48
3.3.1 Sasbach (045)	49
3.3.2 Brotenaubach (044)	56
3.3.3 Rombach (029)	64
3.4 Gemeinsame Auswertung von Gewässern mit gleicher Charakteristik.....	68
4 Diskussion	70
4.1 Akut und kritisch versauerte Gewässer.....	70

Inhaltsverzeichnis

4.2 Weder akut oder kritisch versauerte, noch vermoorte Gewässer	72
4.3 Vermoorte Gewässer	72
4.4. Veränderungen in den einzelnen Gewässern:	75
4.4.1 Ailbach	75
4.4.2 Kaltenbach.....	75
4.4.3 Kleine Kinzig.....	78
4.4.4 Dürreychbach	81
4.4.5 Rotmurg und tributärer Bach.....	83
4.4.6 Goldersbach.....	86
4.4.7 Stutzbach	88
4.4.8 Rauhornbach - Rechter Seitenast.....	90
4.4.9 Rauhornbach - Linker Seitenast	92
4.4.10 Sasbach	94
4.4.11 Brotenaubach.....	97
4.4.12 Rotwasser	100
4.4.13 Brunnen am Brotenaubach	102
4.4.14 Rombach.....	103
4.5 Fazit.....	105
5 Literatur	108
6 Anhang	114

1 Einleitung und Zielsetzung

Beginnend etwa um die Jahrhundertwende nahm die Emission von Schwefeldioxid und Stickoxiden bis Mitte der achtziger Jahre des zwanzigsten Jahrhunderts zu (ULRICH & BÜTTNER 1985). In der Atmosphäre werden diese Substanzen zu Schwefelsäure und Salpetersäure oxidiert, was den „Sauren Regen“ bewirkte, der zum Waldsterben und der Gewässerversauerung geführt hat (STEINBERG & LENHART 1985, 1986). Inzwischen wurden Technologien eingeführt, die zu einer Verminderung der Emissionen von Schwefel- und Stickstoffverbindungen führt (RENZ et al. 1998). Das gilt auch für die Schadstoffemissionen des Verkehrs (HÖPFNER 1996). Insbesondere die Sulfatdeposition ist bundesweit seit Mitte der achtziger Jahre, bzw. im Südschwarzwald an der Meßstelle Schauinsland seit 1988/1989 deutlich zurückgegangen und auch der pH-Wert in den Niederschlägen hat sich in Richtung auf den Neutralisationspunkt hin verschoben (UMWELTBUNDESAMT 2001, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ 1997).

Die Konsolidierungsphase der Gewässer könnte allerdings Jahrzehnte dauern, da die bereits eingetragenen Säuren noch im Boden sind und so schnell nicht durch die Silikatverwitterung abgepuffert werden können. Die LfU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ 1994) spricht von einem „Langzeitgedächtnis der Böden“. Außerdem ist es denkbar, daß sich das neue Gleichgewicht auf einem niedrigeren Niveau einstellt (GALLOWAY et al 1983). Aufgrund des zu vermutenden Rückganges der anthropogenen Gewässerversauerung durch Luftschadstoffe wäre es von großem Interesse die Auswirkungen auf die Diatomeenflora zu untersuchen. Dazu ist ein Vergleich von Material, das im Jahre 2001 neu gesammelt wurde mit bereits vorhandenem Material erforderlich, das vor allem ab Mitte der achtziger Jahre an insgesamt 319 Gewässern im Schwarzwald gesammelt wurde. Hierzu wurde anhand der Ergebnisse der Dissertation von ALLES (1998/1999) eine Auswahl für einen bestimmten Besiedlungstyp besonders charakteristischer Bäche getroffen.

Parallel zur Aufsammlung von Diatomeenmaterial erfolgte die Erhebung der wichtigsten versauerungsrelevanten chemischen Parameter. So wird ein Vergleich biologischer und chemischer Daten möglich. Nur so läßt sich erkennen, daß der Diatomeen-Versauerungsindex tatsächlich auch bei den neu zu sammelnden Proben korrekt auf die Veränderungen der chemischen Parameter anspricht. Wichtig ist hier vor allem Kalzium, Magnesium, Sulfat und Nitrat zur Ermittlung des Chemischen-Versauerungsindex, sowie die UV-Absorption bei 254 nm als Kenngröße für die Konzentration gelöster Huminstoffe.

Einleitung und Zielsetzung

Leitfähigkeit, pH-Wert und Wassertemperatur wurden vor Ort bei der Probenentnahme gemessen. Weiterhin wurden auch die Konzentrationen von Natrium, Kalium, Eisen, Chlorid, Mangan, Phosphat, Silizium und Hydrogenkarbonat gemessen um bei evtl. auftretenden Interpretationsproblemen der Diatomeenzönose notfalls auf diese Daten zurückgreifen zu können, und um evtl. die ökologischen Einstufungen der einzelnen Arten in Zukunft nacheichen zu können. Die chemischen Analysen wurden in der Landesanstalt für Umweltschutz in Baden-Württemberg durchgeführt

2 Material und Methoden

2.1 Auswahl der Gewässer

Die Referenzgewässer setzen sich aus unterschiedlichen Gewässertypen zusammen. Dabei sind im wesentlichen die folgenden Typen repräsentiert:

1. Akut versauerte Gewässer:

Als Beispiel für akut anthropogen versauerte Gewässer, die bei den Referenzuntersuchungen aus den achtziger Jahren des zwanzigsten Jahrhunderts von *Eunotia exigua* dominiert waren, waren der Ailbach im Murgtal und der Kaltenbach (Mittellauf) zur erneuten Bearbeitung vorgesehen. Als Beispiele von anthropogen versauerten Gewässern, die von *Eunotia subarcuatooides* dominiert waren, wurden die Kleine Kinzig (Oberlauf und Einlauf in den Stauese), der Unterlauf des Kaltenbach und der Dürreychbach (zwei Stellen) ausgewählt. Außerdem zählt hierzu ein kleiner Brunnen, der in einen stark dystrophen Moorbach (Brotenaubach) mündet. Der offenbar in Folge der anthropogenen Versauerung aufgeklärte Mündungsbereich des Brotenaubaches entspricht in der Diatomeenbesiedlung ebenfalls weitgehend diesem Typ.

2. Kritisch bis zeitweilig akut versauerte Gewässer:

Rotmurg (Otterbau) incl. dem dort mündendem tributären Gewässer.

3. Kohlensäure Gewässer:

Der Oberlauf des Stutzbaches incl. seiner Quelle und ein kleiner Seitenbach des Stutzbaches.

4. Nicht versauerte, neutrale Gewässer:

Rauhornbach, an zwei Seitenästen.

5. Schwach saure, allenfalls kritisch versauerte, dystrophe Gewässer:

Der Goldersbach ist ein Beispiel eines natürlicherweise dystrophen Gewässers, das als eher von Natur aus aufgrund des Nadelstreu-Rohumus des Fichtenwaldes, als durch Eintrag von Luftschadstoffen leicht sauer ist, wobei auch ein stark saures Seitengewässer in die Untersuchung mit einbezogen wurde.

6. Stark dystrophe und sehr saure Gewässer:

Hierzu zählen neben dem kleinen, stark sauren und dystrophen Seitengewässer des Goldersbaches der Rombach (dystropher Oberlauf und im Herbst auch der aufgeklärte

Material und Methoden

Mittellauf), der Sasbach (insgesamt sechs Stellen, drei im stark dystrophen Oberlauf und drei im aufgeklärten Unterlauf) und der Brotenaubach (dystropher Oberlauf), incl. zwei Stellen im Rotwasser, das ebenfalls stark dystroph ist und in den Brotenaubach mündet. Zu dieser Kategorie zählt auch die Quellregion des Kaltenbaches.

Es wurden an den ausgewählten Referenzgewässern im Schwarzwald Diatomeenproben gesammelt und vor Ort pH-Wert, Leitfähigkeit und Wassertemperatur gemessen. Soweit möglich wurden Wasserproben gezogen, die von der LfU auf chemische Inhaltsstoffe untersucht wurden.

2.2 Aufbereiten des Diatomeenmaterials

Die Aufbereitung erfolgt entsprechend der bei ALLES (1998, 1999) und ALLES & NÖRPEL-SCHEMPP (1992) beschriebenen Methoden (Kochen in Salzsäure, Sieben, Sedimentieren, Wässern bis zum Neutralpunkt, Aufbereiten in Schwefelsäure mit Kaliumpermanganat und Oxalsäure. Herstellen von Streupräparaten unter Verwendung von Naphrax als ein hochbrechendes Einbettungsmittel.

2.3 Mikroskopie

Die Arten wurden mikroskopisch nach KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986, 1988, 1991a,b) bestimmt, ergänzt durch Unterlagen, die für frühere Untersuchungen (ALLES 1998,1999) bereits zur Verfügung standen (LANGE-BERTALOT 1993, LANGE-BERTALOT & KRAMMER 1989, KRAMMER 1992a,b). Neuere Bestimmungsliteratur (KRAMMER 2000, LANGE-BERTALOT & KRAMMER 2001) konnte keine Berücksichtigung finden, denn nur so ist ein sinnvoller Vergleich der neueren mit den älteren Proben gewährleistet. Soweit es sinnvoll erschien wurden aber die aktuellen wissenschaftlichen Namen in Klammern hinter die hier noch verwendeten, teilweise nicht mehr gültigen, Namen aus den neunziger Jahren gesetzt.

Ausgezählt wurden mindestens 400 Schalen, oder soweit ein Großteil der Individuen in Gürtelbandansicht lag, mindestens 500 Frusteln pro Probe.

2.4 Auswertung

Aus diesen Daten wurden die relativen Häufigkeiten für jede einzelne Art bestimmt, sowie Artenzahl, Diversitätsindex und Evenness ermittelt. Außerdem wurde der Biologische Versauerungsindex mit Hilfe der von ALLES (1998, 1999) entwickelten Methode berechnet. Alle zugrundeliegenden Daten (ökologische Einstufungen, Berechnungsgrundlagen) stammen aus eigenen Ergebnissen. Da das komplette zugrundeliegende Indikationssystem vom Autor neu eingeführt wurde, kann bislang hier nicht auf Literaturdaten zurückgegriffen werden, außer auf diejenigen, die vom Autor selbst stammen. Zwecks Gegenkontrolle wurde neben dem Versauerungsindex nach ALLES auch der Index B ermittelt, der aber für Fließgewässer im allgemeinen und die spezielle Fragestellung der anthropogenen Versauerung eigentlich weniger geeignet ist. Daraus wurde der pH-Wert einheitlich mit Hilfe der von RENBERG & HELLBERG (1982) ermittelten Gleichung berechnet. Hiermit sind zwar insbesondere in Fließgewässern keine exakten pH-Angaben möglich, aber die grundlegenden Trends lassen sich damit aufgrund eigener Ergebnisse durchaus belegen, nachdem der Autor alle zugrundeliegenden ökologischen Einstufungen der Arten selbst überarbeitet hat (ALLES 1995, 1998, 1999). Die Tabelle mit den ökologischen Einstufungen ist auch in eine Internetpräsenz eingestellt (ALLES 2001).

Mit Hilfe des SPEARMANN'schen Rangkorrelationskoeffizienten, der bei SACHS (1983) ausführlich beschrieben wird, wurde ermittelt, ob die betreffenden Werte eher steigen oder fallen und ob dieser Trend statistisch gesichert ist. Obwohl dies noch nicht immer der Fall ist, können diese vorläufigen Ergebnisse zur Entscheidungsfindung bezüglich einer weiteren Beprobung hilfreich sein.

Es wurde darauf geachtet, daß die Interpretation der zu berechnenden Trends möglichst anschaulich ist. Deshalb wurden in der Statistik die nach der RENBERG-Gleichung umgerechneten pH-Werte (im folgenden als RENBERG-pH-Wert bezeichnet) und nicht der Index B pur verwendet, obwohl dies aufgrund des nichtparametrischen Verfahrens außer im Vorzeichen keinen Unterschied macht. Entscheidend ist hier, daß ein positiver Trend beim RENBERG-pH-Wert dann unmittelbar mit steigendem pH-Wert gleichgesetzt werden kann. Dies ist anschaulicher als der mit steigendem pH-Wert negative Wert beim Verwenden des reinen Index B. Zur Berechnung des Index B wurden, soweit vorhanden nach ALLES (1998,1999) eigene ökologische Einstufungen herangezogen. Soweit dies nicht der Fall war, bei in Schwarzwaldbächen seltenen Arten, wurden Einstufungen anderer Autoren (ARZET 1987, VAN DAM et al. 1989, WITHMORE 1994) herangezogen. Dieses Datenmaterial stammt zwar nicht aus Fließgewässern, betrifft aber nur Taxa, die für eine eigene Bewertung in den Schwarzwaldbächen zu selten waren.

Material und Methoden

Der Versauerungsindex ist am Chemischen-Versauerungsindex nach SCHOEN (1985) geeicht, so daß fallende Werte mit fallender Versauerung gleichzusetzen sind. Dabei indizieren positive Werte Verhältnisse, wie sie bei einem Chemischen-Versauerungsindex unter 1 auftreten, d.h. nur bei positiven Werten liegt akute Versauerung vor. Negative Werte bedeuten nach ALLES (1998, 1999), daß die Diatomeenzönose keine akute Versauerung indiziert, sondern kritische Versauerung (bis -7), Versauerungsgefährdung (-7 bis -10) und keine Versauerungsgefährdung (< -10). Ein negativer Trend ist daher gleichbedeutend mit einer abnehmenden Versauerung, was ebenfalls anschaulich ist.

Soweit ökologische Einstufungen der Arten bezüglich Eutrophierung und saprobieller Belastung berücksichtigt wurden, entstammen sie Angaben aus der Literatur (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986, HOFMANN 1993, BEYER 1996).

Zum Vergleich des Arteninventars unter Berücksichtigung der Dominanzstruktur wurde die Dominanzidentität zwischen je zwei Proben ermittelt. Die Dominanzidentität ist die geschnittene Menge der relativen Häufigkeiten aller gemeinsamer Arten in je zwei zu vergleichenden Vergesellschaftungen. Die Ergebnisse wurden in Form einer abgestuft schattierten Ähnlichkeitsmatrix graphisch aufgetragen. Dabei ist im Dreieck oben rechts jeweils die Dominanzidentität und im Dreieck oben links die Artidentität abzulesen. Die Abstufungen sind nebenstehender Legende zu entnehmen, d.h. je heller das Muster, desto geringer die Ähnlichkeit zwischen den Proben. Diese Form der Auswertung und Darstellung wurde erstmals von ENGELBERG (1987) auf Diatomeenzönosen angewandt. Weiterhin wurde auch die Artidentität ermittelt, um das Arteninventar ohne Berücksichtigung der Dominanzverhältnisse vergleichen zu können. Sie gibt letztlich den Prozentsatz der Arten an, die in zwei zu vergleichenden Zönosen gemeinsam vorkommen. Für Artidentität und Dominanzidentität gelten die gleichen Abstufungen.

LEGENDE:

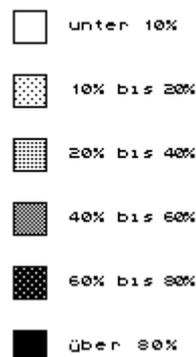


Abb. 1: Legende zu den im Ergebnisteil dargestellten abgestuft-schattierten Ähnlichkeitsmatrices

Der Biologische-Versauerungsindex sowie die abgestuften Ähnlichkeitsmatrices wurden mit Hilfe der von ALLES entwickelten Software berechnet, die nur auf einem Atari-Betriebssystem läuft. Alle Tabellen und Grafiken stellen Originalabbildungen dar, welche von dieser Software generiert wurden. Die Bilder wurden als Bitmap-Grafiken auf ein Windows-Betriebssystem übertragen und in das kompakte und

internettaugliche GIF-Format konvertiert, das direkt in Windows-Word-Dokumente eingebunden werden kann. Die Tabellen zum Versauerungsindex sind daher Abbildungen und keine Tabellen und wurden daher auch nicht wie Tabellen, sondern wie Grafiken beschriftet.

Sämtliche Artenlisten wurden digital gespeichert, wobei die Zählergebnisse mit Hilfe der bewährten, selbst entwickelten Software gleich in relative Häufigkeiten umgerechnet wurden. Die Arten wurden nach Häufigkeitsklassen im Sinne von SCHWERTFEGER (1975) eingeteilt. Die Grenzen zwischen den Klassen subrezedent, rezedent, subdominant, dominant und eudominant wurden bei 1%, 2%, 5% und 15% relativer Häufigkeit festgesetzt, entsprechend den Angaben bei ALLES (1998, 1999). Um nicht bei jeder Beprobungsstelle und bei jedem Aufsammlungsjahr immer wieder die umständliche Umschreibung „Arten, die eine relative Häufigkeit von 1% überschritten“ wiederholen zu müssen, wurde statt dessen öfter die neue Wortschöpfung „transsubrezedente Arten“ verwendet, was sinngemäß bedeutet: über subrezedent hinausgehend, d.h. häufiger als 1%.

Die betreffenden Arten, die zu einer bestimmten Häufigkeitsklasse zählen, wurden in Tabellen eingetragen, nur bei der subrezedenten Klassen wurde lediglich die oft hohe Anzahl der hierzu zählenden Taxa eingetragen, um die Länge der Tabellen nicht zu sprengen. Um Veränderungen der Artenzusammensetzung und der Dominanzstruktur herauszuarbeiten, wurden die Intervalle von Artenzahl und Diversitätsindex bestimmt und die für jede Dominanzklasse besonders die besonders charakteristischen (stetigen) Taxa herausgearbeitet.

Die Probenzahl für einzelne Gewässer ist etwas zu gering um statistisch ausreichend gesicherte Ergebnisse zu erhalten. Dies hat seinen Grund vor allem darin, daß für die Zeit nach dem Jahrtausendwechsel derzeit nur wenige Proben zur Verfügung stehen. Um diesen Mangel zu lindern wurden abschließend zu den Einzeluntersuchungen vergleichbare Gewässerstellen noch einmal zu einer gemeinsamen Auswertung zusammengefaßt. Sollten die ermittelten, nicht signifikanten Trends nur zufällig sein, werden sie sich herausmitteln. Andernfalls tragen sie dazu bei, daß eine größere Zahl von Proben vergleichbarer Stellen vorhanden sind. Durch diesen Kunstgriff ist auf diesem Niveau trotzdem bereits eine statistische Absicherung möglich. ist – nicht für das einzelne Gewässer, sehr wohl aber für einen bestimmten Typ von Gewässer. Die Auswahl der erneut zu untersuchenden Gewässer war danach erfolgt, daß die wichtigsten sechs Typen von Bächen im Hinblick auf die Versauerungsproblematik erfaßt wurden. Der erste Typ ist der anthropogen durch den Eintrag von Luftschadstoffen versauerte Bach. Hier sind wieder zwei Untertypen zu unterscheiden, nämlich der von *Eunotia subarcuatoides* dominierte Typ und der von *Eunotia exigua* dominierte Typ.

Material und Methoden

Eunotia subarcuatoidea-dominiert sind, mit Ausnahme eines der beiden Quellbäche, alle Stellen der Kleinen Kinzig, die vor der Mündung in Talsperre liegen (also auch die beiden 2001 nochmals aufgesuchten Stellen). Außerdem der mittlere Abschnitt des Dürreychbaches, der Mündungsbereich des Brotenaubaches, und der Mündungsbereich des Kaltenbaches.

Eunotia exigua-dominiert sind Ailbach und Mittellauf des Kaltenbach. Außerdem für eine gemeinsame statistische Auswertung zusammenfassen lassen sich jeweils die beiden Beprobungsstellen von Rotmurg, Stutzbach und Rauhornbach zu je einer Gruppe. Weiterhin zusammengefaßt werden können alle dystrophen und stark sauren Stellen, also Kaltenbach-Oberlauf, Sasbach-Oberlauf, Rombach-Oberlauf, Brotenaubach-Oberlauf und Rotwasser.

Aufgrund der Tatsache, daß die in Kapitel 1 aufgeführten Gewässertypen 3, 4 und 5 nur Trends liefern, die nicht signifikant sind, wurden diese ebenfalls noch einmal zusammengefaßt und gemeinsam ausgewertet. Dies ist zu rechtfertigen, da diese drei Typen vieles gemeinsam haben, indem sie nicht „akut versauert“, „kritisch versauert“ bzw. auch nicht „vermoort“ sind. Dies bedeutet nicht, daß sie deshalb durch „versauernde Agentien“ völlig unbeeinflußt waren, weil es ja flächendeckende eine Immisionen gab. Trotzdem waren diese Gewässer zumindest nur sehr wenig durch den Eintrag von Luftschadstoffen beeinflusst. Bei ihnen ist daher zu erwarten, daß die Veränderungen infolge des Rückganges der anthropogenen Versauerung weniger deutlich ausfallen.

3 Ergebnisse

3.1 Ständig oder zeitweilig akut versauerte Bäche

3.1.1 Ailbach im Murgtal (095.9)

Der Ailbach befindet sich im Nordschwarzwald im oberen Bereich des Murgtals. Er mündet in die Murg, die wiederum bei Rastatt in den Rhein mündet. Diese Stelle wurde 1988 erstmalig beprobt. In den Jahren 1988 bis 1989 wurden 10-21 Arten gefunden, von denen 4-11 transsubrezedent waren. Im Jahre 2001 waren es 17-22 Arten, von denen 6-11 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten.

In allen Proben von 1988 und 1989 eudominant war *Eunotia exigua*, die Anteile von 40%-65% erreichte. Meist gemeinsam mit *Eunotia exigua* waren auch *Eunotia subarcuatoides* mit 10%-20% und/oder *Achnanthes helvetica* mit 9%-28% unter den eudominanten, oder zumindest den dominanten Taxa vertreten. Fast regelmäßig trat auch *Pinnularia subcapitata* dominant auf, soweit dies nicht der Fall war, kam sie zumindest subdominant vor. Weitere subdominante Taxa waren *Eunotia rhomboidea*, *Navicula soehrensii* und in Moosen *Eunotia sudetica*. Ansonsten finden sich unter den rezedenten Taxa *Navicula mediocris*, *Navicula soehrensii*, *Navicula krasskei*, *Fragilaria virescens* und *Eunotia sudetica*.

Im Jahre 2001 war hingegen *Eunotia exigua* mit relativen Anteilen von 1,5%-17% nur noch in einer einzigen Probe eudominant und ansonsten lediglich dominant bis rezedent. Eudominant waren nun teilweise noch *Achnanthes helvetica* (in Moosen bis 0,4% und auf Steinen maximal 12%-27% erreichend) und *Eunotia subarcuatoides* (1,9%-25%), außerdem kommt nun *Eunotia incisa* hinzu, vor allem in Moosen, in denen nun auch *Eunotia sudetica* dominant bis eudominant vorkommt. *Fragilaria virescens* findet sich nun in 3 von 5 Proben unter den dominanten und in einer vierten Probe unter den subdominanten Taxa. *Pinnularia subcapitata* war im Jahre 2001 nicht mehr dominant, sondern nur noch subdominant bis rezedent. *Navicula soehrensii* wurden nun nur noch rezedent nachgewiesen, dagegen war nun einmal *Navicula mediocris* dominant.

Unter den subrezedenten Taxa fanden sich 1988 bis 1989 *Achnanthes acidoclinata*, *Achnanthes minutissima*, *Achnanthes oblongella*, *Eunotia bilunaris*, *Eunotia glacialis*, *Eunotia incisa*, *Eunotia paludosa* var. *trinacria*, *Eunotia rhomboidea*, *Eunotia sudetica*, *Fragilaria virescens*, *Frustulia rhomboides* var. *crassinervia*, *Navicula contenta*, *Navicula krasskei*, *Navicula mediocris*, *Navicula soehrensii*, *Neidium alpinum*, *Pinnularia irrorata*, *Pinnularia obscura*, *Pinnularia rupestris*, *Tabellaria flocculosa* und *Tabellaria ventricosa*.

Ergebnisse

Im Jahre 2001 tauchen an dieser Stelle erstmals *Achnanthes daonensis*, *Achnanthes kranzii*, *Eunotia fallax*, *Eunotia meisteri*, *Eunotia nymanniana*, *Eunotia minor* und *Navicula exilis* auf.

Die indifferent-acidophile Artengruppe stellt in den Jahren 1988/1989 insgesamt 84%-97% der Diatomeenflora. Bezüglich der Versauerungsgruppen nach ALLES sind 60%-85% des Diatomeenbestandes versauerungsstet, 8%-28% versauerungshold und 3%-15% versauerungstolerant. 0,2%-4,4% der Arten waren Vermoorungszeiger, während die Gruppe der Versauerungsflüchter nicht vertreten ist oder zusammen allenfalls bis zu 0,7% relative Häufigkeit erreicht.

Im Jahre 2001 wurden nur noch zwischen 28%-70% indifferent-acidophile Taxa vorgefunden. An ihre Stelle treten in Moose vor allem acidophile Taxa (bis 60%) auf Steinen werden sie eher durch acidobionte Sippenkreise (bis ca. 15%) abgelöst. Nur noch 3%-40% der Diatomeen sind versauerungsstet, 9%-27% versauerungshold und 17%-76% versauerungstolerant. Einem Anteil von 1,8%-14% Vermoorungszeigern stehen maximal 0,6% Versauerungsflüchter gegenüber.

095.9.A	vom 28. 4.2001:	+2,320
095.9.A	vom 23. 9.2001:	+1,030
095.9.A	vom 11.10.2001:	+0,840
095.9.A	vom 27. 4.1988:	+3,730
095.9.A	vom 19.10.1988:	+3,410
095.9.A	vom 7.12.1988:	+2,870
095.9.A	vom 7. 3.1989:	+3,550
095.9.A	vom 21. 4.1989:	+4,420

Der Diversitätsindex lag bei 1988 und 1989 bei 1,1-1,9 und im Jahre 2001 bei 1,3-2,2. Der

Biologische-Versauerungsindex lag in den Jahren 1988 bis 1989 zwischen 2,9 und 4,4, im Jahre 2001 hingegen nur noch bei 0,8-2,3. Der Chemische-Versauerungsindex lag 1989 bei 0,9 und 2001 zwischen 0,8 und 1,0 d.h. er ist gestiegen, hat aber den Wert 1,0 noch nicht überschritten, d.h. das Gewässer ist noch immer akut versauert.

Abb. 2: Ailbach - Biologischer-Versauerungsindex

Die Dominanzidentität zwischen den Proben lag zumindest 1988 bei 60%-80% oder sogar bei 80%-100%, was auch für den Vergleich von Moosproben mit Steinproben gilt. Verglichen mit den Proben des Jahres 2001 ergeben sich hingegen in der Regel nur 40%-60%, beim Vergleich von Moosproben mit Steinproben nur 40%-60% oder 20%-40% - d.h. die Substratspezifität hat zugenommen. Vergleicht man Steinproben der Jahre 1988 und 1989 mit Moosproben des Jahres 2001, so ergeben sich sogar nur Dominanzidentitäten von 10%-20% oder unter 10%, während die beiden herbstlichen Moosproben des Jahres 2001 untereinander eine Dominanzidentität von über 80% aufweisen. Das gesamte Arteninventar stimmt meist zu 40%-60% bei Vergleichen zwischen 1988/1989 und 2001 überein, bei Vergleichen von Proben des Jahres 2001 oder der Jahre 1988/1989 untereinander hingegen sogar zu 60%-80%.

Artenzahl, Diversitätsindex und Evenness korrelieren mit der Zeit positiv (d.h. sie steigen an), dieser Trend ist aber noch nicht signifikant. Lediglich der Biologische-Versauerungsindex sinkt schwach signifikant, d.h. die Versauerung nimmt ab, und dies ist bereits statistisch zu sichern. Es sinkt aber auch der Index B, wenn auch nicht signifikant, obwohl er mit abnehmender Versauerung eigentlich steigen sollte. Hierbei ist aber zu beachten, daß pH-Werte und anthropogene Versauerung nicht unbedingt gleichzusetzen sind.

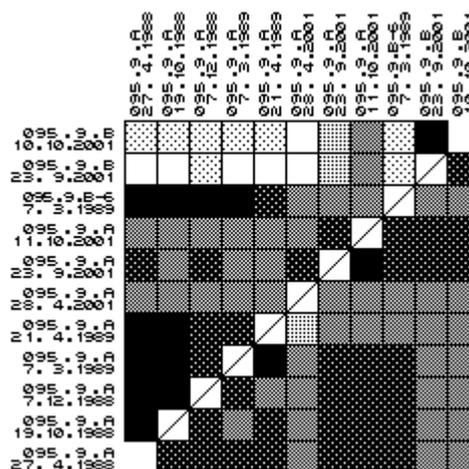


Abb. 3: Dominanzidentität (oben links) und Artidentität (unten rechts) im Ailbach

3.1.2 Kaltenbach (025)

Der Kaltenbach befindet sich im Einzugsgebiet der Enz im Nordschwarzwald. Er vereinigt sich bei Gompelscheuer mit dem Poppelbach zur Großen-Enz. Diese wiederum vereinigt sich mit der Kleinen-Enz zur Enz, welche nördlich von Stuttgart in den Neckar mündet. Es handelt sich um einen anthropogen versauerten Bach, der eine gewisse Sonderstellung einnimmt, da er in der Quellregion dystroph ist. Im Mittelabschnitt ist er weitgehend aufgeklärt, wobei er dann Symptome anthropogener Versauerung zeigt. Trotzdem wirkt sich der hohe Huminstoffgehalt der Quellregion hier immer noch aus, was sich in einem für anthropogen versauerte Gewässer ungewöhnlich hohen Artenreichtum äußert. Normalerweise sind anthropogen versauerte Bäche extrem artenarm, wie z.B. Ailbach und Kleine Kinzig. Im Unterlauf ist dann die versauerungsbedingte Aufklärung abgeschossen, so daß eine typische Besiedlung anthropogen versauerter Gewässer zutage tritt, die sich kurz vor der Einmündung in den Teich im Wald herausbildet. Der Kaltenbach war auch Befischungsstelle der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU). Nur der Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) konnte nachgewiesen werden, die Bachforelle (*Salmo trutta*) oder irgendeine andere Fischart fehlten (LfU 1986). Diatomologisch weist der Kaltenbach eine klare Zonierung auf. Charakterart des Oberlaufes ist *Eunotia paludosa*, Charakterart des Mittellaufes ist *Eunotia exigua* und Charakterart des Unterlaufes ist *Eunotia subarcuatoides*.

3.1.2.1 Quellregion des Kaltenbaches (25.9)

Im Jahre 1987-1989 wurden an dieser Stelle im Epilithon und im Periphyton 11-24 Arten nachgewiesen, von denen 2-6 mehr als 1% relative Häufigkeit erreichten. Der Diversitätsindex

Ergebnisse

lag bei 0,4-1,3. Im Sand überschritten im gleichen Zeitraum ca. 15-35 Arten 7-8 Arten die 1%-Marke und auch der Diversitätsindex war mit 1,3-2,0 deutlich höher als in anderen Substraten. Das Sandsubstrat nimmt aber auch in anderen Gewässern, sogar in der Kleinen Kinzig, eine Sonderstellung ein. In Torfmoosen, denen ja aufgrund ihrer Ionenaustauscher-Eigenschaften ebenfalls eine Sonderstellung zukommt, fanden sich insgesamt nur 8 Arten, von denen 4 die 1%-Marke überschritten.

Im Jahre 2001 wurden 10-16 Arten gefunden, wobei 4-5 transsubzedent waren. Der Diversitätsindex lag bei 0,5-0,8. In *Sphagnum* waren 13 Taxa nachweisbar, von denen 6 mehr als 1% Anteil erreichten. Der Diversitätsindex betrug 1,4. Sand wurde aufgrund der viel schwierigeren Aufbereitungsmethoden 2001 nicht mehr untersucht.

In den Jahren 1987-1989 war *Eunotia paludosa* var. *trinacria* in allen Proben eudominant, meist als einzige Art. Im Sand und innerhalb von Pflanzensubstrat (Torfmoose, Wassermoose, Algenwatten) war zusätzlich *Eunotia bilunaris* eudominant und 1987 weiterhin noch *Eunotia paludosa* var. *paludosa*. *Pinnularia subcapitata* trat fast regelmäßig unter dem dominanten bis subdominanten Taxa auf.

Weiterhin fanden sich *Navicula soehrensensis*, *Eunotia bilunaris*, *Tabellaria ventricosa*, *Frustulia rhomboides* var. *saxonica*, *Eunotia exigua* und *Eunotia rhomboidea* unter den dominanten bis subdominanten Taxa.

Im Jahre 2001 war *Eunotia paludosa* (vertreten durch die Varietät *trinacria*) durchweg die einzige eudominante Kieselalgenart. In *Sphagnum* wurde sie jedoch nun durch die typische Hochmoor-Varietät (var. *paludosa*) ersetzt. Während in *Sphagnum* noch *Eunotia bilunaris* und *Pinnularia rupestris* dominant auftreten, gibt es im Epilithon keine dominanten Taxa mehr, abgesehen von *Navicula contenta* in einer der drei Proben.

025.9.A	vom 31. 3.2001:	-6,900	vermoort
025.9.A	vom 26. 9.2001:	-7,780	vermoort
025.9.A	vom 11.10.2001:	-6,880	vermoort
025.9.A	vom 22. 4.1987:	-7,380	vermoort
025.9.A	vom 25. 5.1988:	-7,810	vermoort
025.9.A	vom 11.11.1988:	-7,300	vermoort
025.9.A	vom 3. 2.1989:	-7,670	vermoort
025.9.A	vom 19. 3.1989:	-7,690	vermoort

Der Biologische-Versauerungsindex war stets deutlich negativ, obwohl die pH-Wert meist unter 4 lagen, was hier

Abb. 4: Quellregion des Kaltenbaches – Biologischer-Versauerungsindex entsprechend der Ausgabe des Atari-Computers.

aber seine Ursachen im Moorcharakter dieser Stelle hat. Der Chemische-Versauerungsindex lag immer unter 1,0, erreichte jedoch 2001 deutlich höhere Werte als in den achtziger Jahren.

Die Dominanzidentität zwischen den epilithischen Diatomeenzönosen lag durchweg bei über 80%, wobei das Arteninventar zu 60%-80% oder zu 40%-60% übereinstimmt. Beim anderen Substraten war die Dominanzidentität stets niedriger, wobei allerdings die besonders niedrigen Werte für die Sphagnumbesiedlung im Jahre 2001 vor allem darauf beruhen, daß hier *Eunotia paludosa* var. *trinacria* durch *Eunotia paludosa* var. *paludosa* ersetzt ist.

Die Artenzahl nimmt schwach signifikant ab. Beim Diversitätsindex und der Evenness erweist sich eine ebenfalls festgestellte negative Korrelation jedoch als nicht signifikant. Der Index B ist schwach signifikant negativ, der Biologische-Versauerungsindex steigt hingegen eher, jedoch nicht signifikant.

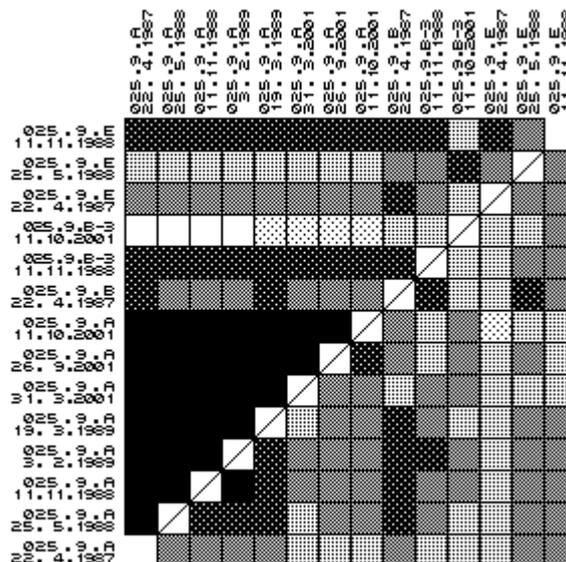


Abb. 5: Dominanzidentität und Artidentität in der Quellregion des Kaltenbaches.

3.1.2.2 Mittelabschnitt des Kaltenbaches (25.8)

Der Mittelabschnitt wurde erstmals im Juni 1986 beprobt. Hier gab es in den achtziger Jahren keine Fische, lediglich ein einziger Bachsaibling (GEBHARDT mündl. Mitt.) wurde hier einmal gefangen.

1986-1988 wurden 12-30 Diatomeenarten gefunden, von denen 5-11 transsubrezedent waren. Der Diversitätsindex lag bei 1,3-1,9 und lediglich auf anstehendem Fels einmal nur bei 1,0.

Im Jahre 2001 betrug die Artenzahl 19-25, wobei 9-10 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. Der Diversitätsindex reicht nun von 1,7-2,3.

Ergebnisse

Häufigste eudominante Art war von 1986-1989 stets *Eunotia exigua* mit relativen Anteilen von 41%-65%. Sie ist im Jahre 2001 mit anteilig nur noch 3%-17% erheblich seltener geworden. Nach wie vor eudominant bleibt sie im Epilithon (15%-17%), in Moosen ist sie nun nur noch dominant bis subdominant (3%-14%). 1986-1989 traten oft weitere Arten mit *Eunotia exigua* gemeinsam eudominant auf. Hierbei handelte es sich meist um *Pinnularia subcapitata*, die, soweit nicht eudominant, zumindest regelmäßig unter den dominanten bis subdominanten Taxa zu finden war. Im Jahre 2001 war sie dominant bis subrezent. Häufiger dominant waren 1986-1989 auch *Eunotia incisa*, *Eunotia rhomboidea*, *Eunotia subarcuatoides* und *Navicula soehrensii*, und gelegentlich auch *Navicula mediocris* und *Navicula krasskei*. Subdominant bis rezedent traten weiterhin *Achnanthes helvetica*, *Neidium affine* var. *longiceps*, *Eunotia bilunaris*, *Eunotia paludosa* var. *trinacria*, *Eunotia meisteri* und *Pinnularia viridis* var. *sudetica* auf, seltener hingegen *Tabellaria ventricosa* und *Eunotia minor*.

Im Gegensatz zu früheren Aufsammlungsjahren war im Herbst 2001 die relative Häufigkeit von *Tabellaria ventricosa* in Moosen auf 44% gestiegen, wo sie nun zur alleinigen eudominanten Art geworden war. Im Frühjahr 2001 mußte sie mit 19% relativer Häufigkeit in Moosen den Rang einer eudominanten Art mit *Eunotia rhomboidea* und *Pinnularia subcapitata* teilen. Auch im Epilithon war *Tabellaria ventricosa* bei einer relativen Häufigkeit von 50% gemeinsam mit *Eunotia exigua* im Herbst eudominant und im Frühjahr dominant. Weitere eudominante Arten waren in dieser Probe *Eunotia rhomboidea* (20%), *Eunotia tenella* (19%) und *Eunotia exigua* (15%). Weitere dominante Taxa waren *Navicula soehrensii*, *Eunotia bilunaris* und *Frustulia rhomboides* var. *saxonica*. Die letztgenannte Art war zuvor meist subrezent bis rezedent, im Jahre 2001 jedoch dominant bis mindestens subdominant.

Die Abbildung 5 gibt die Ausgabe der Atari-Software zum Biologischen-Versauerungsindex wieder, den die epilithische Diatomeenzönose indiziert (restliche Substrate wurden weggelassen). Für die Jahre 1986-1989 wird akute Versauerung indiziert, mit Werten zwischen 3,4 und 1,8. Im Jahre 2001 lag dieser Wert unter 0,5, bzw. unter 0,0, womit der Kaltenbach an dieser Stelle nicht mehr ständig akut versauert ist, bzw. im Grenzbereich zwischen akut versauert und kritisch versauert liegt (die beiden Moosproben indizieren jeweils Werte <0, was lediglich „kritisch versauert“ bedeutet). Außerdem indizieren nun drei der vier Proben Vermoorung, was in den Jahren 1986-1989 noch bei keiner

025.8.A	vom 31. 3.2001:	-0,100
025.8.A	vom 26. 9.2001:	+0,420
025.8.A	vom 18. 6.1986:	+2,670
025.8.A	vom 23. 9.1986:	+1,860
025.8.A	vom 22. 4.1987:	+1,810
025.8.A-J	vom 13. 4.1988:	+3,400
025.8.A-1	vom 25. 5.1988:	+2,220
025.8.A-2	vom 25. 5.1988:	+3,060
025.8.A	vom 10.11.1988:	+2,180
025.8.A	vom 11.11.1988:	+2,360
025.8.A	vom 3. 2.1989:	+2,890

Abb. 6: Biologischer-Versauerungsindex im Mittellauf des Kaltenbaches

einzigsten Probe der Fall war, obwohl während dieses Zeitraumes bereits Auswirkungen des dystrophen Oberlaufes auf die Diatomeenzönose nachweisbar waren. Der Chemische-Versauerungsindex, der bisher zwischen 0,4 und 0,75 lag, erreichte im Jahre 2001 Werte zwischen 0,75 und 0,85 und steigt schwach signifikant.

Die Artenzahl ist eher rückläufig, jedoch ist dieser Trend nicht signifikant. Diversitätsindex und Evenness korrelieren hingegen positiv mit der Zeit, aber lediglich für die Evenness ist diese Tendenz zumindest schwach gesichert. Für den Biologischen-Versauerungsindex und den RENBERG-pH-Wert lassen sich jeweils negative Trends feststellen, die jedoch beide nicht signifikant sind, obwohl alle Werte von 2001 deutlich niedriger ausfallen als in den Jahren zuvor, wohl wegen der Zunahme der Vermoorungszeiger. Die UV-Absorption bei 245 nm, ein Maß für die Konzentration gelöster Huminstoffe, steigt an, allerdings nicht signifikant.

Die Dominanzidentität war in den Jahren 1986-1989 mit 60%-80% oder 80%-100% immer sehr hoch, und zwar unabhängig davon, ob man Substrate untereinander oder mit einem anderen Substrat vergleicht. Hingegen lag die Dominanzidentität zwischen den Proben von 2001 und den alten Proben fast immer nur noch bei 20%-40% beim Vergleich der Besiedlung von Steinen (gestiegene Substratspezifität). Oft werden sogar 20% unterschritten, wenn unterschiedene Substrate verglichen werden. Moosproben untereinander weisen nicht mehr regelmäßig Dominanzidentitäten über 60% auf. Vergleicht man nur das Arteninventar, so findet man meist Übereinstimmungen von 40%-60%, mal mehr und mal weniger. Bei Proben von 2001 ergeben sich mitunter nur 20%-40% Übereinstimmung, was aber nicht regelmäßig der Fall ist.

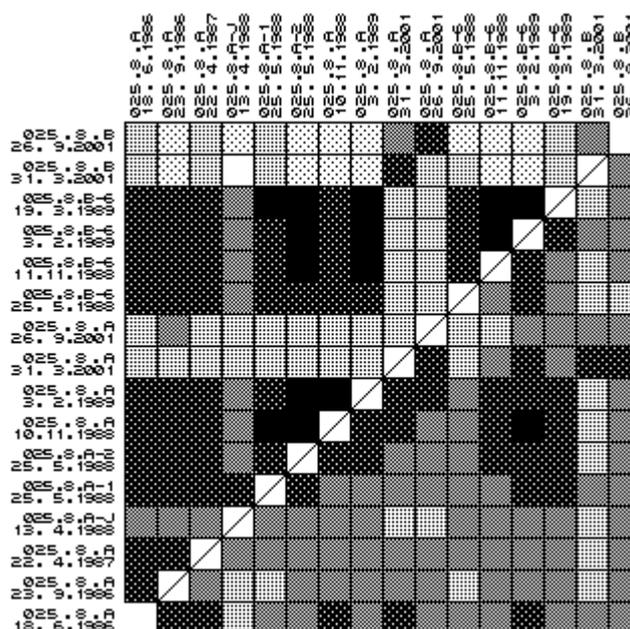


Abb. 7: Dominanzidentität und Artidentität beim Mittellauf des Kaltenbaches

3.1.2.3 Unterlauf des Kaltenbaches (25.0)

Erstmals 1987 wurde ein komplettes Längsprofil des Kaltenbaches erstellt. Die letzte Untersuchungsstelle lang kurz vor der Mündung des Kaltenbach, bzw. der Stelle, an welcher

Ergebnisse

sich in Gompelscheuer der Kaltenbach mit dem Poppelbach zur Großen Enz vereinigt. Die Aufklärung war in den achtziger Jahren bereits kurz vor der Mündung in einen kleinen Stauweiher, der in den achtziger Jahren noch mitten im Wald lag, abgeschlossen. Ab hier dominierte bis zur Mündung nun *Eunotia subarcatoides* und nicht mehr *Eunotia exigua*. Damit reicht aus diatomologischer Sicht der Unterlauf des Kaltenbaches von einem Punkt kurz vor dem Stausee bis zum Zusammenfluß mit dem Poppelbach. Die von der LFU (1986) erwähnten Fänge des Bachsaiblings (*Salvelinus fontinalis*), der hier als einzige Fischart auftritt, stammen fast ausschließlich vom Unterlauf des Kaltenbaches. Bei den Diatomeen-Zonen ändert sich zwischen den verschiedenen Aufsammlungspunkten innerhalb des Unterlaufes die Zusammensetzung und die Dominanzstruktur der Diatomeenzönose nur sehr gering. Damit ist für 2001 auch nur eine einzige Beprobungsstelle für den gesamten Unterlauf vorgesehen worden, die für diesen gesamten Abschnitt repräsentativ sein dürfte. Die geringen Veränderungen im Verlauf dieses Bachabschnittes sind aber bis zur Mündung am weitesten vorangeschritten, weshalb der Mündungsbereich zur Beprobung vorgesehen wurde. Auf der Wiese machen sich in Ansätzen bereits sehr geringe eutrophierende Einflüsse bemerkbar und bis zur Beprobungsstelle auch geringe saprobielle Einflüsse menschlicher Besiedlung (einzelstehende Gehöfte, keine geschlossene Besiedlung). Deshalb finden sich hier im Hinblick auf die Eutrophierung ca. 0,6%-13% indifferente und tolerante Arten und 2%-16% oligo-beta-mesotrophente Taxa und im Hinblick auf die geringen saprobiellen Einflüsse 0,6%-6,2% tolerante und stark resistente Arten. Im Jahre 2001 lag der Anteil der oligo-beta-mesotrophenten Taxa bei 10%, der trophie-indifferenten und der trophie-toleranten bei 20%, und bezüglich der saprobiellen Belastung die Summe der saprobie-toleranten und resistenten Taxa bei 1,1%

1987-1989 wurden hier 18-44 Arten gefunden, von denen 5-10 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten.. Im Jahre 2001 fanden sich 28-33 Spezies, von denen 9-10 transsubrezedent waren. Der Diversitätsindex reichte in den achtziger Jahren von 0,6-1,7 und 2001 von 2,0-2,4.

Zwischen 1987 und 1989 war *Eunotia subarcatoides* stets eudominant, und zwar meist alleine. Nur am 11.11.1988 teilte sie diesen Status in Moosen mit *Eunotia incisa*. Im Jahre 1987 fehlen dominante Taxa. *Eunotia exigua* war mit 2%-4% relativer Häufigkeit als einzige Spezies subdominant, während *Eunotia subarcatoides* mit anteilig 81% - 89% das Erscheinungsbild der Zönose beherrscht hat. *Diatoma mesodon* und *Pinnularia subcapitata* fanden sich in beiden Vergleichsproben unter den rezedenten Arten.

025.0.A	vom 31. 3.2001:	-3,330
025.0.A	vom 26. 9.2001:	-4,380
025.0.A	vom 22. 4.1987:	+3,550
025.0.A	vom 25. 5.1988:	+1,150
025.0.A	vom 10.11.1988:	+0,890
025.0.A	vom 11.11.1988:	+0,010
025.0.A	vom 3. 2.1989:	+3,280
025.0.A	vom 19. 3.1989:	+2,900

Abb. 8: Biologischer-Versauerungsindex im Mündungsbereich des Kaltenbaches

Bemerkenswert ist, daß *Achnanthes helvetica*, *Achnanthes subatomoides*, *Achnanthes minutissima* und *Achnanthes oblongella* 1987 nur rezedent bis subrezedent vertreten waren. 1988-1989 treten die genannten Arten zusammen mit *Surirella roba* und der bereits zuvor rezedent vorhandenen *Diatoma mesodon* häufiger subdominant oder dominant auf. In Moosen war 1988 *Eunotia minor* gemeinsam mit *Diatoma mesodon* dominant. Aber auch noch 1989 beherrschte *Eunotia subarcatoides* mit 51%-78% relativer Häufigkeit das Erscheinungsbild der Zönose.

Im Jahre 2001 wurden an dieser Stelle nur Steine, aber keine anderen Substrate, gesammelt. Auffällig ist der extreme Rückgang von *Eunotia subarcatoides*, die im Frühjahr nur noch 16% und im Herbst nur noch 12% relative Häufigkeit erreicht. Die zuvor seltene *Achnanthes oblongella* war nun in beiden Proben eudominant. Im Frühjahr teilt sie sich diesen Status mit *Eunotia subarcatoides* und im Herbst mit *Achnanthes minutissima*.

Während der Biologische-Versauerungsindex nach ALLES in den Jahren 1987-1989 stets positiv war (akut versauert), ist er nun negativ (kritisch versauert). Artenzahl, Diversitätsindex und Evenness korrelieren positiv mit der Zeit, aber lediglich für den Diversitätsindex ist diese Zunahme auch signifikant. Die positive Korrelation des RENBERG-Index B (steigender pH-Wert) ist nicht signifikant, der Biologische-Versauerungsindex sinkt aber zumindest schwach signifikant. Auch für den Chemischen-Versauerungsindex ist ein positiver Trend nachweisbar, der jedoch ebenfalls nicht gesichert ist.

Vergleicht man die Proben der Jahre 1987-1989 miteinander, so ergibt sich eine Dominanzidentität von 60%-80% oder von 80%-100%. Der Vergleich der beiden im Jahre 2001 gesammelten Proben ergibt ebenfalls 60%-80%. Auffällig ist, das die Dominanzidentität zwischen den im Jahre 2001 gesammelten Proben mit den älteren Proben nur noch 20%-40% beträgt. Lediglich der Vergleich der Proben von Frühjahr 1988 und dem Frühjahr 2001 ergibt mit 40%-60% etwas mehr, dafür liegt aber die Dominanzidentität zwischen den Jahren 1987 und 2001 nur noch bei 10%-20%. Das hat sich nicht wesentlich verändert (40%-60% Übereinstimmung).

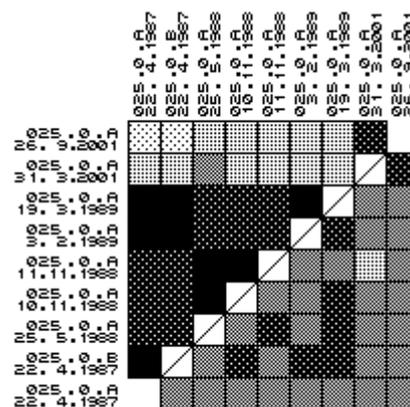


Abb. 9: Dominanzidentität und Artidentität im Unterlauf des Kaltenbaches

Ergebnisse

3.1.2.4 Seitenbach des Kaltenbaches (26.0)

Ein kleineres, stark verkrautetes Seitengewässer vor dem Stausee des Kaltenbaches, das auch große Schwankungen des Wasserstandes und des Bewuchses bei pH-Werten meist um 6 aufweist, hatte 1987 zwischen 18 und 40 Arten aufzuweisen, von denen 8-18 transsubrezedent waren. Der Diversitätsindex lag bei 1,9-2,7. In Algenwatten waren nur 13 Taxa nachweisbar, von denen lediglich eine (*Eunotia subarcuatoides*) eine relative Häufigkeit von 1% überschritt., bei einem Diversitätsindex von 0,2. Im Jahre 2001 konnten 26-34 Spezies gefunden werden, von denen 12-15 transsubrezedent waren, wobei der Diversitätsindex 2,1-2,4 betrug.

1987 war *Eunotia exigua* gemeinsam mit *Diatoma mesodon* eudominant, während *Eunotia subarcuatoides* zusammen mit *Achnanthes helvetica* dominant war. 1988 wurde *Eunotia subarcuatoides* gemeinsam mit *Fragilaria virescens* oder mit *Eunotia exigua* und *Achnanthes minutissima* eudominant. Im Jahre 2001 treten auf Steinen *Achnanthes oblongella* und *Achnanthes subatomoides* eudominant auf, während *Diatoma mesodon* dominant bis eudominant vorkam. In Moosen stellt *Diatoma mesodon* nun die einzige dominante Art dar.

026.0.A	vom 31. 3.2001:	-3,830
026.0.B	vom 31. 3.2001:	-1,090
026.0.A	vom 26. 9.2001:	-3,480
026.0.B	vom 26. 9.2001:	-1,890
026.0.A	vom 22. 4.1987:	-2,900
026.0.A	vom 25. 5.1988:	-0,220
026.0.A	vom 11.11.1988:	-0,870
026.0.C	vom 11.11.1988:	+4,660

Abb. 10: Kaltenbach, Seitengewässer: Biologischer-Versauerungsindex

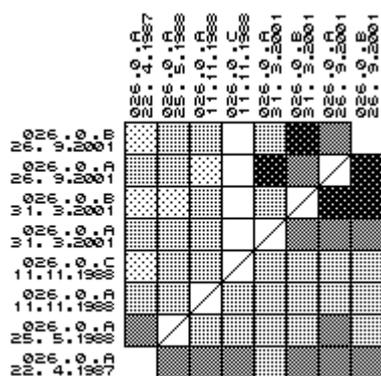


Abb. 11: Dominanzidentität und Artidentität in einem Seitengewässer des Kaltenbaches

Die Besiedlung mit Diatomeen ist recht heterogen, wie die schon immer recht niedrige Dominanzidentität zwischen den einzelnen Proben zeigt. Artenzahl, Diversitätsindex und Evenness steigen jeweils nicht signifikant und auch der Biologische-Versauerungsindex sinkt nicht signifikant. Der RENBERG-pH-Wert sinkt schwach signifikant. Der Biologische-Versauerungsindex war stets negativ, d.h. dieses Seitengewässer war nie akut versauert, sondern es wird lediglich kritische Versauerung indiziert. Auch der Chemische-Versauerungsindex lag hier stets über 1,0. Der Trend ist zwar positiv aber nicht signifikant. Nur die Besiedlung von Algenwatten indizierte im Jahre 1988 eine anthropogene Versauerung.

3.1.3 Kleine Kinzig (015)

3.1.3.1 Oberlauf am Wetterhäuschen (15.0)

Die Kleine Kinzig ist ein Seitengewässer der Kinzig im mittleren Schwarzwald, die in der Nähe von Freudenstadt im Nordschwarzwald entspringt. Sie mündet in der Nähe von Offenburg in den Rhein. Die untersuchte Stelle war eine ehemalige Befischungsstelle der Landesanstalt für Umweltschutz in Baden-Württemberg. Von 1986-1987 wurden hier auf Steinsubstrat nur durchschnittlich 5, ausnahmsweise auch mal bis zu 10 Kieselalgenarten nachgewiesen, von denen lediglich 2-3 relative Anteile von mehr als 1% erreichten. *Eunotia subarcuatoides* erreichte ca. 80%-95% relative Häufigkeit, *Eunotia exigua* etwa um 2%-3%, teilweise aber auch bis zu 15%, und *Achnanthes helvetica* 1%-5%. Die häufigste subrezedente Art war *Pinnularia subcapitata* mit 0,2% bis knapp über 1%. Entsprechend lag der Anteil der versauerungssteten Taxa sensu ALLES (1998/1999) bei ca. 92%-98%, der Anteil der versauerungsholden Arten bei ca. 1%-5% (z.B. *Achnanthes helvetica*) und der Anteil der versauerungstoleranten Taxa (wie *Pinnularia subcapitata*) bei etwa 0,5%-1,5%. 99%-100% der Diatomeen sind nach Alles als indifferent-acidophil einzuordnen. Der Diversitätsindex betrug 0,3 - 0,7 .

In den Jahren 1988-1989 lag die Artenzahl pro Probe bei 5-12, im Dezember 1988 stieg sie allerdings auch einmal auf 18, um sich bis Anfang Februar wieder auf 9 zu verringern. Es waren noch die gleichen zwei bis drei Arten, die mehr als 1% relative Häufigkeit erreicht hatten, im Dezember 1988 stieg ihre Anzahl einmal auf 5, weil die Anteile von *Eunotia rhomboidea* und *Pinnularia subcapitata* auf über 1% anstiegen. Der Anteil von *Eunotia subarcuatoides* betrug 92%-98%, nur im Winter 1988 sank ihr Anteil auf 65%-85% zugunsten eines Anstieges von *Eunotia exigua* auf fast 20%. Normalerweise bewegte sich die relative Häufigkeit der letzteren zwischen 1%-7%, während der *Achnanthes helvetica* 0,5%-4,0% erreichte. Unter den subrezedenten Taxa fanden sich *Eunotia incisa*, *Eunotia rhomboidea* und vor allem *Pinnularia subcapitata*, gelegentlich auch *Achnanthes lanceolata* (neuerdings *Planothidium lanceolatum*), *Achnanthes minutissima*, *Diatoma mesodon*, *Eunotia bilunaris*, *Eunotia nymanniana*, *Eunotia paludosa* var. *trinacria*, *Diatoma moniliformae*, *Fragilaria capucina*, *Navicula contenta*, *Navicula mediocris*, *Navicula soehrensensis*, *Neidium alpinum* und *Surirella roba*. Indifferent-acidophile Sippen stellten 99%-100% der Diatomeenflora, lediglich im Dezember 1988 sank ihr Anteil auf 96%, hauptsächlich zugunsten von acidobionten Arten um bis Anfang Februar wieder auf 98,5% zu steigen. Abgesehen vom Winter 1988 waren insgesamt 92%-98% der Diatomeen versauerungsstet, 0,5%-4,0% versauerungshold und 0,2%-1,0% versauerungstolerant, wobei deren Anteil allerdings 1989 auf 3% stieg. Der

Ergebnisse

Diversitätsindex lag nun bei 0,15-0,45, im Dezember 1988 auch mal bei 1,2, aber bereits Anfang Februar war er wieder auf 0,6 und bis Mitte März auf 0,45 gesunken.

1990 wurden insgesamt 7-20 Arten gefunden. Dabei waren 2-4 Taxa transsubrezedent. *Eunotia subarquatoides* erreicht nur noch 82%-97% Anteil, *Eunotia exigua* 1,5%-5%, *Achnanthes helvetica* 0,5%-5% und *Pinnularia subcapitata* 3%. Der Anteil der indifferent-acidophilen Arten sank mitunter auf 96%, wobei nun acidophile und acidobionte Taxa jeweils auf etwa 1,5% kommen, jedoch kamen immer noch bis 99,5% vor. Versauerungsstete Taxa stellten nun noch 87%-99% der Zönose, während versauerungsholde inzwischen bis 5,5% und versauerungstolerante bis 5% Anteil erreichten. Außerdem wurden 1990 erstmals 1,5% Vermoorungszeiger gefunden und selbst die versauerungsfiehenden Arten konnten von nun an bis 0,5% relative Häufigkeit erreichen. Der Diversitätsindex betrug in diesem Jahr um 0,8.

Im Jahre 2001 wurden im Frühjahr 20 Arten gefunden, was bisher zu dieser Jahreszeit nur 1990 einmal der Fall war, zumindest im Epilithon. Davon erreichten im Frühjahr 4 Arten mehr als 1% relative Häufigkeit. Im Herbst 2001 konnten bei zwei Beprobungen 6 und 14 Arten nachgewiesen werden (1986-1990 hingegen waren es um diese Jahreszeit auf Epilithon nur 5-10). Der Anteil von *Eunotia subarquatoides* betrug nun 90%-96%, der von *Eunotia exigua* 1,2%-4% und jener von *Achnanthes helvetica* 1,5%-2%. Als vierte Art überschritt inzwischen im Frühjahr *Fragilaria virescens* die 1%-Marke. Bisher war an diesem Fundort diese Spezies nur gelegentlich unter den subrezedenten Taxa nachweisbar, während zuvor allenfalls *Pinnularia subcapitata*, transsubrezedent zu beobachten war.

Der Anteil der indifferent-acidophilen Artengruppe betrug im Frühjahr 95% und im Herbst 98%-99%, der Rest verteilt sich hauptsächlich auf acidophile und acidobionte Taxa. Der Anteil der versauerungssteten Arten erreichte 94% im Frühjahr 2001 und 90%, bzw. 98% im Herbst 2001. Versauerungsholde und versauerungstolerante Arten stellten 1%-2%, bzw. 3%-5%. Versauerungsfiehende und vermoorungszeigende Formenkreise kamen jeweils 0,5% relativen Anteil im Frühjahr, wobei sich der Anteil der Vermoorungszeiger im Herbst verdreifacht hatte. Der Diversitätsindex lag bei 0,35-0,5.

Unter dem subrezedenten Taxa fanden sich im Jahre 2001 *Achnanthes oblongella*, *Achnanthes minutissima*, *Cocconeis placentula*, *Cymbella aequalis*, *Diatoma mesodon*, *Eunotia bilunaris*, *Eunotia incisa*, *Eunotia meisteri*, *Eunotia minor*, *Eunotia paludosa*, *Eunotia rhomboidea*, *Eunotia tenella*, *Fragilaria virescens*, *Frustulia rhomboides* (s.l.), *Navicula krasskei*, *Navicula mediocris*, *Navicula soehrensensis*, *Neidium alpinum*, *Pinnularia interrupta*, *Pinnularia irrorata*, *Pinnularia subcapitata*, *Surirella roba* und *Tabellaria ventricosa*. Damit sind an dieser Stelle

im Jahre 2001 neu aufgetaucht: *Achnanthes oblongella*, *Cocconeis placentula*, *Cymbella aequalis*, *Pinnularia interrupta* und *Tabellaria ventricosa*.

Innerhalb von Lagern aus trichalen Grünalgen wurden 1986 bereits 6-14 Arten gefunden, von denen nur etwa 2-5 eine relative Häufigkeit von 5% überschritten. Mit 87%-98% war *Eunotia subarquatoides* auch hier am häufigsten, während *Eunotia exigua* ca. 4%-7% und *Achnanthes helvetica* etwa 1%-2% Anteil erreicht haben. Subrezedent kamen z.B. *Eunotia glacialis*, *Eunotia sudetica*, *Eunotia rhomboides*, *Eunotia paludosa*, *Fragilaria virescens*, *Navicula krasskei*, *Navicula contenta*, *Neidium ampliatum* und *Surirella roba* vor. 98%-99,8% der Diatomeenbesiedlung wurden von der indifferent-acidophilen Artengruppe gestellt. Im Sinne der Versauerungsgruppen waren ca. 96%-99% der Arten versauerungsstet, etwa 0,8% versauerungshold und 0,25% versauerungstolerant. Der Diversitätsindex lag bei 0,1 - 0.6.

In Moosen wurden 1986-1990 zwischen 7 und 10 Arten gefunden, von denen wiederum nur 2-3 (fast immer waren es 3) transsubrezedent waren. *Eunotia subarquatoides* erreichte ca. 90%-96%, *Eunotia exigua* ca. 6,5%-7,5%, gelegentlich auch nur 1%, und *Achnanthes helvetica* 1%-1,5% relative Häufigkeit. Unter den subrezedenten Taxa befanden sich *Eunotia incisa*, *Eunotia rhomboidea*, *Eunotia sudetica*, *Fragilaria virescens*, *Navicula krasskei*, *Navicula atomus* var. *permitis*, *Pinnularia subcapitata* und *Nitzschia acidoclinata*. Zwischen 85%-98% der hier

nachgewiesenen Diatomeen sind als versauerungsstet, 1%-1,5% als versauerungshold und 0,3%-1% als versauerungstolerant eingestuft. Der Anteil vermoorungszeitige Taxa überstieg anteilig 0,2%-0.3% nicht. Zwischen 99%-99,7% der Diatomeen sind nach ALLES (1998,1999) indifferent-acidophil. Der Diversitätsindex betrug 0,35-0,40.

015.0.A	vom 31. 3.2001:	+ 4,650
015.0.A	vom 23. 9.2001:	+ 4,670
015.0.A	vom 11.10.2001:	+ 4,870
015.0.A	vom 19. 6.1986:	+ 4,780
015.0.A-1	vom 16.10.1986:	+ 4,770
015.0.A	vom 25. 4.1987:	+ 4,960
015.0.A	vom 16. 9.1987:	+ 4,860
015.0.A	vom 27. 5.1988:	+ 4,920
015.0.A	vom 8. 9.1988:	+ 4,920
015.0.A	vom 27.10.1988:	+ 4,810
015.0.A	vom 17.12.1988:	+ 3,980
015.0.A	vom 3. 2.1989:	+ 4,640
015.0.A	vom 21. 4.1989:	+ 4,920
015.0.A	vom 23. 9.1989:	+ 4,700
015.0.A	vom 6. 4.1990:	+ 4,280
015.0.A	vom 17.10.1990:	+ 4,920

Im Jahre 2001 wurden in Wassermoosen 17 Kieselalgen-Taxa nachgewiesen, von denen 5 transsubrezedent waren. Dabei handelte es sich um *Eunotia subarquatoides* (90%), *Eunotia exigua* (2,5%), *Eunotia rhomboides* (1,1%), *Achnanthes helvetica* (1,1%) und *Fragilaria virescens* (1,4%). Der Diversitätsindex betrug in diesem Jahr 0,55. Der Anteil der indifferent-acidophilen Arten lag nun bei 96%. Bei Aufteilung

Abb. 12: Kleine Kinzig – Oberlauf
Biologischer-Versauerungsindex.

Es treten durchweg positive Werte auf, was „akut versauert“ bedeutet.

Ergebnisse

auf die Versauerungsgruppen ergeben sich 93% versauerungsstete, je ca. 1,5% versauerungstolerante und versauerungsholde und 1% vermoorungszeitige Arten.

Im Epipelon wurden 1986 waren teilweise 2-6 transsubrezedent, bei 6-11 nachweisbaren Spezies. Der Anteil versauerungssteten Arten war mitunter reduziert zugunsten von Taxa, die etwas stabilere pH-Werte benötigen, wie *Eunotia paludosa*. Der Diversitätsindex lag sogar bei 0,5-1.6.

Eine Tabelle der Versauerungsindices nach ALLES, die von einem Atari-Computer berechnet wurde und hier als Grafik eingebunden ist, zeigt die nebenstehende Abbildung. Der Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizient erweist sich als positiv, jedoch noch nicht als signifikant für die Artenzahl. Die Evenness geht schwach signifikant zurück und der Diversitätsindex zeigt keine signifikanten Änderungen.

Der RENBERG-pH-Wert steigt schwach signifikant positiv. Ein zu erwartender Rückgang des Biologischen-Versauerungsindex wird zwar errechnet, erweist aber als (noch) nicht signifikant. Weiterhin ist ein Steigen des Chemischen-Versauerungsindex zu verzeichnen, das aber ebenfalls statistisch nicht gesichert ist. Immerhin treten nicht mehr, wie in den achtziger Jahren, Werte um 0,5 auf, wengleich auch schon seinerzeit starke Schwankungen aufgetreten sind, d.h. gelegentlich auch schon damals teilweise Werte um 1,0 gemessen wurden. Die beiden 2001 gemessenen Werte lagen um 1,0, bzw. eher darüber.

Die Dominanzidentität beträgt fast durchweg 80%-100% bei allen Proben, lediglich die Probe vom Dezember 1988 fällt, wie auch bei allen anderen Ergebnissen, mit nur 60%-80% aus dem Rahmen, nicht jedoch die Proben des Jahres 2001. Das Arteninventar stimmt meist zu 40%-60% (teilweise auch mehr) zwischen allen Proben überein, lediglich bei den im Jahre 2001 gesammelten Proben sind es teilweise auch nur 20%-

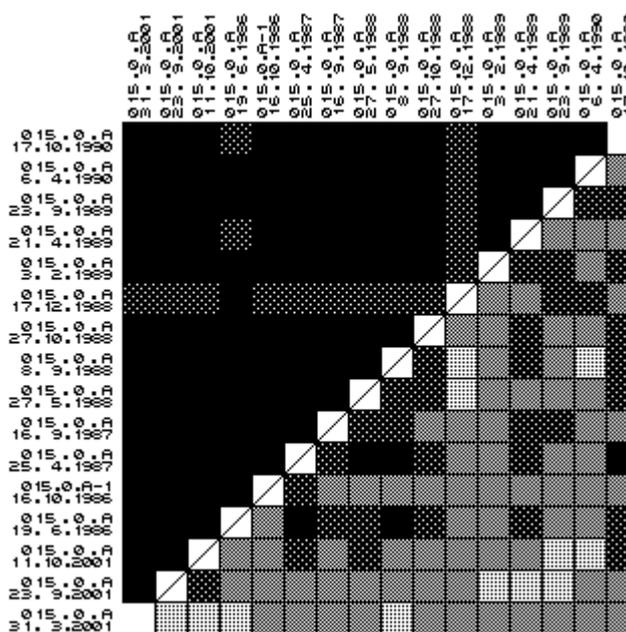


Abb. 13: Kleine Kinzig – Mündungsbereich
Dominanzidentität und Artidentität

40%.

3.1.3.2 Mündung in den Stausee (15.9)

Eine weitere Befischungsstelle befand sich am Mündungsbereich der Kleinen Kinzig in den Stausee. Hier wurden 1987 erstmals Diatomeen gesammelt. Der pH-Wert lag an dieser Stelle meist knapp unter 7, jedoch kam es hier immer wieder zu Säureschüben, bei denen der pH-Wert kurzfristig auf unter 5 sinken konnte. Die Artenzahl war hier bereits bedeutend größer als im Oberlauf. 1987 schwankte sie zwischen 16-29, bei 5-8 transsubrezedenten Taxa. Auch der Diversitätsindex war mit 1,1-1,7 erheblich höher als im Oberlauf (sieht man von der einen Sandprobe und der Probe von Dezember 1988 einmal ab). 1988 lag die Artenzahl 11-39, wobei noch 4-7 davon eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. Damit sind die Werte eher geringer als 1987, wobei die höchsten Werte im Dezember 1988 auftraten. Der Diversitätsindex ist mit 0,4-1,3 teilweise bedeutend niedriger als 1987. 1989 wurden 13-20 Arten pro Probe gefunden, von denen 4-10 transsubrezedent waren. Der Diversitätsindex betrug 0,4-1,9. Die niedrigen Werte traten, wie auch in den Jahren zuvor, vorwiegend in der ersten Jahreshälfte (nach der Schneeschmelze) auf, die höheren in der zweiten Jahreshälfte. Im Jahre 1990 stieg die mittlere Artenzahl abermals auf 17-25 Arten je Probe, von denen 8-12 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. Der Diversitätsindex betrug nun 1,3-2,1. Bei der letzten Untersuchung im Jahre 2001 konnten 14-23 Spezies pro Probe gefunden werden, von denen nun 8-9 die 1%-Marke überschritten. Der Diversitätsindex war nun mit Werten zwischen 1,8 und 2,2 eher höher als 1990.

Der Anteil von *Eunotia subarcuatoides* erreichte 1987 mit 23%-70% deutlich geringere Werte als im Oberlauf. Aber auch hier war die Art eudominant, meist gemeinsam mit einer weiteren, bei der es sich um *Diatoma mesodon* oder *Achnanthes helvetica* handeln konnte. Letztere fanden sich ansonsten meist unter den dominanten bis subdominanten Arten, zeitweilig gemeinsam mit *Eunotia exigua*, *Surirella roba* und *Achnanthes oblongella*.

1988 war die relative Häufigkeit dieser Spezies auf 61%-88% angewachsen um jedoch im Dezember 1988 wieder auf 35% zu fallen. In diesem Jahr war *Eunotia subarcuatoides* meist alleine eudominant, nur im Oktober teilte sie sich diesen Rang mit *Achnanthes oblongella*. *Surirella* war nun in allen Proben dominant, öfter gemeinsam mit *Diatoma mesodon* und einmal auch gemeinsam mit *Achnanthes oblongella* und *Achnanthes minutissima*. *Achnanthes helvetica* und *Achnanthes oblongella* fanden sich ansonsten vorwiegend unter dem subdominanten Spezies und *Eunotia exigua* trat fast regelmäßig unter den rezedenten Taxa auf.

Ergebnisse

Im Frühjahr 1989 stieg der Anteil von *Eunotia subarcuatooides* noch einmal auf 88%-94%, im Herbst kam es jedoch zu einer starken Reduktion Ihrer Anteile auf ca. 10%, während 1990 die Art dann mit 50% Anteil zumindest wieder eudominant war, zum Herbst 1990 aber wiederum auf anteilig 20% auf Steinen und sogar auf 10% in Moosen sank, hauptsächlich zugunsten von *Diatoma mesodon* und 1989 auch von *Achnanthes minutissima*. In der Regel war aber *Eunotia subarcuatooides* auch 1989/1990 noch eudominant, zumindest im Epilithon, teilweise gemeinsam mit *Diatoma mesodon*. Dominante Arten traten entweder gar nicht auf, oder aber sie wurden von Probe zu Probe wechselnden Artenzusammensetzungen vertreten. Beteiligt waren *Achnanthes lanceolata*, *Eunotia exigua*, *Pinnularia subcapitata*, *Achnanthes oblongella*, *Achnanthes helvetica* und *Achnanthes minutissima*. Diese Arten konnten auch subdominant vorkommen, und zusätzlich auch noch *Surirella roba*, *Achnanthes subatomoides* und *Meridion circulare*.

Dies ändert sich gravierend erst in dem 2001 gesammelten Material, denn hier war *Eunotia subarcuatooides* in keiner einzigen der Proben mehr eudominant. Außerdem war die Substratspezifität stärker ausgeprägt als in den Jahre zuvor. In Moosen stellten nun nur *Diatoma mesodon* und *Eunotia minor* gemeinsam die eudominanten Taxa, während auf Steinen diese Rolle von *Achnanthes minutissima* übernommen wird, wobei im Herbst *Diatoma mesodon* und im Frühjahr *Achnanthes oblongella* ebenfalls eudominant waren. *Eunotia subarcuatooides* fand sich aber noch immer unter dem dominanten Taxa, gemeinsam mit *Achnanthes subatomoides* im Frühjahrs-Epilithon und mit *Achnanthes oblongella* im Herbst- Epilithon. Im Moosen teilt sich *Eunotia subarcuatooides* den Status einer dominanten Art jeweils mit *Navicula exilis*, die in allen früheren Untersuchungen an dieser Stelle, mit einer einzigen Ausnahme (am 17.12.1988 als rezedente Art) ausschließlich unter den subrezedenten Taxa in Erscheinung getreten war. *Achnanthes oblongella* war in Moosen subdominant, im Frühjahr gemeinsam mit *Fragilaria virescens*. Subdominant auf Steinen waren *Eunotia minor*, *Surirella roba*, *Achnanthes helvetica* und *Fragilaria capucina* var. *rumpens*.

Unter den subrezedenten Arten wurden 1987 *Achnanthes clevei*, *Achnanthes lanceolata* var. *lanceolata*, *Achnanthes minutissima*, *Achnanthes subatomoides*, *Cymbella minuta*, *Cymbella silesiaca*, *Eunotia bilunaris*, *Eunotia minor*, *Eunotia incisa*, *Fragilaria capucina*, *Fragilaria construens*, *Fragilaria virescens*, *Gomphonema clavatum*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula atomus* var. *permitis*, *Navicula exilis*, *Navicula krasskei*, *Navicula mediocris*, *Navicula pseudarvensis*, *Neidium alpinum*, *Nitzschia acidoclinata*, *Nitzschia hantzschiana*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia pusilla*, *Pinnularia subcapitata*, *Stauroneis anceps*, *Stauroneis thermicola* und *Surirella terricola* nachgewiesen. 1988 kamen noch *Achnanthes bioretii*, *Cocconeis placentula*, *Cymbella sinuata*, *Diatoma vulgare*, *Eunotia fallax*, *Eunotia glacialis*, *Eunotia nymanniana*,

Eunotia steineckeii, *Eunotia praerupta*, *Fragilaria pinnata*, *Gomphonema olivaceum*, *Navicula contenta*, *Navicula lanceolata*, *Navicula pupula*, *Neidium ampliatum*, *Nitzschia dissipata*, *Nitzschia hantzschiana*, *Pinnularia irrorata* und *Tabellaria flocculosa* hinzu. 1989 tauchte schließlich erstmals an dieser Stelle *Frustulia rhomboides* var. *saxonica* und *Meridion circulare* auf und 1990 schließlich *Achnanthes conspicua*, *Achnanthes rechtensis*, *Navicula cryptotenella*, *Navicula ignota* var. *acceptata* (neuerdings als *Geissleria acceptata* (HUSTEDT) LANGE-BERTALOT & METZELTIN geführt), *Navicula rhynchocephala* und *Pinnularia microstauron*. Im Jahre 2001 schließlich wurden *Achnanthes lapidosa*, *Nitzschia pura*, *Surirella linearis* und *Tabellaria ventricosa* erstmalig für diesen Fundort nachgewiesen.

Die pH-Gruppen sensu HUSTEDT (in der von ALLES überarbeiteten Version) setzten sich 1987 zusammen aus 10%-50% acidophilen, 40%-75% indifferent-acidophilen und 6%-12% indifferenten Kieselalgen.

1988 stieg der Anteil der indifferent-acidophilen Taxa auf 75%-92% in der ersten Jahreshälfte, wobei die niedrigeren Werte im August auftraten. Im Oktober war ihr Anteil nochmals auf 65%-75% gefallen, wovon hauptsächlich die acidophile Artengruppe (die etwas stabilere pH-Werte bevorzugt) profitiert hat. Im Dezember 1988 lag ihr Anteil schließlich nur noch bei 50% um jedoch von Februar bis April 1989 wieder auf 91%-95% zu steigen. Im Herbst sind es dann nur noch 10%, wobei besonders die indifferenten Taxa profitieren, während ansonsten außer den acidophilen Arten auch noch die alkaliphilen gefördert werden. Bis zum Frühjahr 1990 ist dann der Anteil der indifferent-acidophilen Taxa wieder auf 70% gestiegen, um bis zum Herbst jedoch abermals zugunsten indifferenten Spezies auf ca. 20% zu fallen.

Im Jahre 2001 stellten die acidophilen Arten mit 30%-60% Anteil die dominierende Gruppe dar, gefolgt von den indifferenten mit 3%-30%. Der Anteil der indifferent-acidophilen Taxa liegt nur noch bei ca. 10%-15%. Die circumneutralen Artengruppe gewinnt nun mit bis zu 12% Anteil ebenfalls an Bedeutung. ALLES (1998, 1999) unterscheidet indifferent und circumneutral aufgrund von Auswertungsergebnissen, und benutzt diese Begriffe keineswegs synonym. Es

015.9.A	vom 31. 3.2001:	-	5,730
015.9.A	vom 23. 9.2001:	-	4,520
015.9.A-J	vom 9. 9.1987:	-	2,540
015.9.A	vom 16. 9.1987:	+	1,510
015.9.A	vom 27. 5.1988:	+	3,930
015.9.A	vom 4. 7.1988:	+	2,810
015.9.A	vom 4. 8.1988:	+	1,670
015.9.A	vom 8. 9.1988:	+	2,320
015.9.A	vom 26.10.1988:	+	0,740
015.9.A	vom 27.10.1988:	+	1,600
015.9.A	vom 17.12.1988:	-	1,610
015.9.A	vom 3. 2.1989:	+	3,800
015.9.A	vom 19. 3.1989:	+	4,430
015.9.A	vom 21. 4.1989:	+	4,010
015.9.A	vom 23. 9.1989:	-	6,500
015.9.A	vom 6. 4.1990:	+	0,510
015.9.A	vom 16.10.1990:	-	6,380

Abb. 14: Kleine Kinzig, Mündungsbereich in den Stausee, Biologischer-Versauerungsindex

Ergebnisse

gab bisher nur zwei Proben, in denen die circumneutrale Artengruppen anteilig 1% überschritten hat, und zwar am 17.12.1988 mit 1,4% und am 16.10.1990 mit 1,3%, aber selbst diese Spitzenwerte sind immer noch fast um eine Zehnerpotenz niedriger als die im Jahre 2001 erreichten Anteile circumneutraler Taxa.

Nach den Versauerungsindikatoren waren 1987 insgesamt 23%-70% als versauerungsstet, 3%-12% als versauerungshold und 5%-45% als versauerungssensibel eingestuft. 1988 steigt der Anteil der versauerungssteten Taxa zunächst auf 90%, um dann bis zum Sommer auf 72% und bis Oktober schließlich auf 60%-70% zu fallen und im Dezember sogar nur noch 40% zu erreichen. Bis zur Schneeschmelze zwischen Februar und April waren es aber dann wieder 89%-94%. Im Herbst sank ihr Anteil dann auf unter 10%, wovon vor allem die Versauerungsflüchter profitieren. Im Frühjahr 1990 war dann die relative Häufigkeit der versauerungssteten Artengruppe wieder auf 60% gestiegen, um bis zum Herbst abermals wieder auf 10% reduziert zu werden, wiederum zugunsten der Versauerungsflüchter.

Im Jahre 2001 erreichten versauerungsflihende und versauerungssensible Spezies jeweils Anteile von 25%- 45%, bzw. von 13%-45%, während die Versauerungszeiger mit 7%-12% nur noch um die 10% der Diatomeenzönose stellen.

Der Biologische-Versauerungsindex nach Alles reichte 1987 von ca. +2 bis -2, was einem Pendeln zwischen "akut versauert" und "kritisch versauert" entspricht. 1988 reicht er von 0,8-3,9 (akut versauert), lediglich im Dezember wird er negativ. Auch während der beiden Folgejahren schwankte er dann zwischen positiven Werten im Frühjahr und negativen im Herbst hin und her, wobei Werte zweimal unter -6 vorkamen. Im Jahre 2001 waren dann schließlich die Werte sowohl im Herbst (-4,5), als auch im Frühjahr (-5,7) deutlich negativ. Der Chemische-Versauerungsindex lag in den achtziger Jahren zwischen 1,0 und 2,0. Die beiden für 2001 ermittelten Werte betragen 1,2, bzw. 1,4.

Der Biologische-Versauerungsindex ist mit der Zeit signifikant negativ korreliert, d.h. eine Abnahme der Versauerungsgrades läßt sich bereits jetzt, anhand der wenigen im Jahre 2001 gesammelten Proben, statistisch sichern. Auch der RENBERG-pH-Wert korreliert positiv mit der Zeit, was aber statistisch noch nicht gesichert ist. Diversitätsindex und Evenness korrelieren beide signifikant positiv mit der Zeit, die offensichtliche Zunahme der Artenzahl läßt sich hingegen bisher noch nicht statistisch absichern.

Die Dominanzidentität zwischen den Proben des Jahres 2001 und jenen der achtziger Jahre liegt in der Regel entweder bei 10%-20% oder bei 20%-40%. In Ausnahmefällen, und hierzu zählt vor allem die Probe vom 17.12.1988, aber auch die Probe vom Herbst 1989, kann die Dominanzidentität auch 40%-60% betragen. In diesem Bereich liegt auch die Ähnlichkeit, wenn man die Proben des Jahres 2001 (nur Epilithon berücksichtigt) untereinander vergleicht. Im Gegensatz dazu beträgt die Dominanzidentität zwischen den Proben aus den achtziger Jahren in der Regel entweder 60%-80% oder 80%-100%. Dagegen liegt sie bei Vergleichen mit der Probe vom 17.12.1988 nur im Bereich von 40%-60% und bei Vergleichen mit den Proben vom Herbst 1989 und 1990 in der Regel nur bei 20%-40% oder noch weniger. Der Söhrensen-Index beträgt fast durchweg 40%-60%, bei Vergleich der Proben auch den achtziger Jahren untereinander kann er häufiger auch 60% bis 80% betragen.

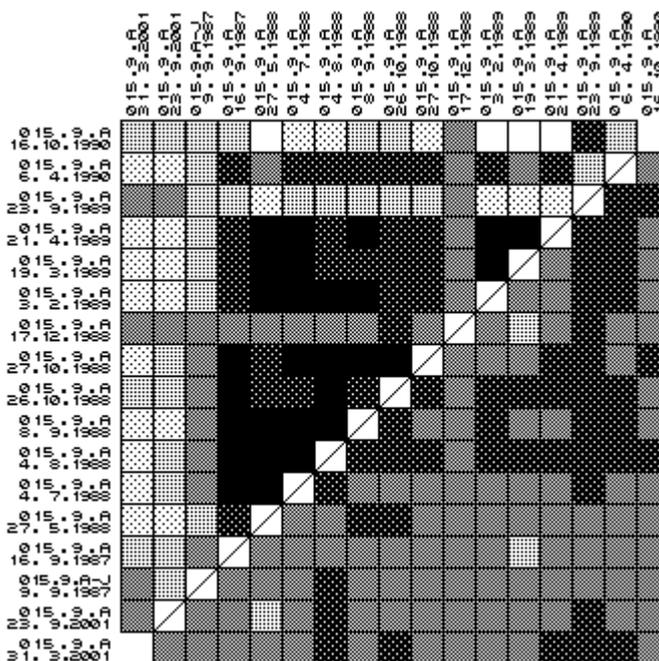


Abb. 15: Kleine Kinzig, Mündungsbereich
Dominanzidentität und Söhrensenindex

3.1.4 Dürreychbach (041)

Der Dürreychbach ist gemeinsam mit dem Brotenaubach einer der beiden Quellbäche der Eyach. Die Eyach mündet später in die Enz.

3.1.4.1 Dürreychbach an der Brücke (41.1)

Diese Stelle des Dürreychbaches wurde bereits im Herbst 1986 erstmalig untersucht. 1986 und 1987 wurden 12-29 Arten gefunden, von denen 3-11 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. 1989 und 1990 waren es 8-16 Arten, von denen 2-6 mehr als 1% Anteil erreichten. 2001 wurden 17-28 Arten gefunden, von denen 4-8 transsubrezent waren.

In allen Proben war *Eunotia subarcuatoides* mit relativen Häufigkeiten von 50%-80% eudominant, und zwar allein oder gemeinsam mit 1-2 weiteren Arten. Auf Steinen war dies meist *Achnanthes helvetica*, die ansonsten zumindest unter den dominanten Arten zu finden war. Auch im Jahre 2001 hatte sich dies nicht wesentlich geändert. Noch immer erreichte

Ergebnisse

Eunotia subarcuatoides relative Häufigkeiten von 45%-80% aber unter den subdominanten Taxa wurde hier nun erstmalig *Surirella roba* gefunden. Sehr auffällig war *Eunotia sudetica*, die in den achtziger Jahren in Moosen meist eudominant, vorkam, zumindest aber dominant war. Im Jahre 2001 war diese Art aus allen Proben, die in dieser Stelle gesammelt wurden, vollständig verschwunden. Statt dessen kommt hier nun im Moosen *Surirella roba* dominant bis eudominant vor. In Algen war in den achtziger Jahren *Eunotia subarcuatoides* meist die einzige eudominante Spezies, wobei es auch keine dominanten Diatomeen gab. 2001 teilte sie in diesem Substrat die Eudominanz mit *Diatoma mesodon* und *Fragilaria virescens*, die aber auch dominant bis subdominant gefunden wurden.

Unter den meist dominanten oder zumindest subdominanten Taxa traten in den achtziger Jahren *Eunotia exigua* und *Pinnularia subcapitata* auf. Im Jahre 2001 war *Eunotia exigua* nur in einer Probe subdominant nachzuweisen, während sich *Pinnularia subcapitata* allenfalls noch unter den subrezedenten Taxa fand. An deren Stelle findet man nun dominante Vorkommen von *Fragilaria virescens* und *Diatoma mesodon* (auch in Moosen), sowie eu- bis subdominante Vorkommen von *Surirella roba*.

Subrezedent waren 1986-1990 unter anderem folgende Taxa: *Achnanthes lanceolata*, *Achnanthes lapidosa*, *Achnanthes marginulata*, *Achnanthes minutissima*, *Achnanthes oblongella*, *Amphora pediculus*, *Cocconeis pediculus*, *Diatoma mesodon*, *Eunotia bilunaris*,

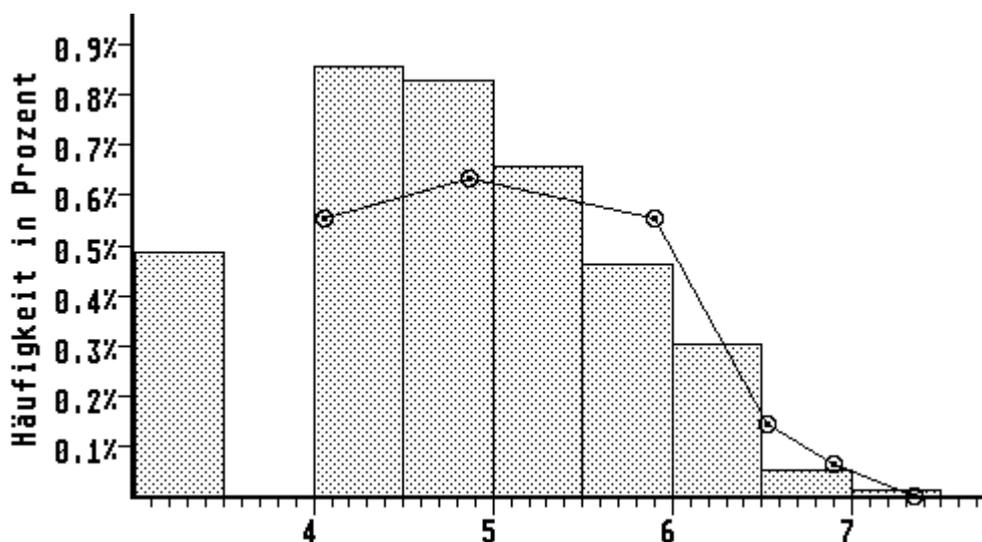


Abb. 16: pH-Valenz von *Eunotia sudetica* - mittlere Häufigkeiten innerhalb von pH-Intervallen sind als Säulendiagramm dargestellt

Eunotia glacialis, *Eunotia incisa*, *Eunotia minor*, *Eunotia nymanniana*, *Eunotia paludosa*, *Eunotia praerupta* var. *curta*, *Eunotia rhomboidea*, *Fragilaria virescens*, *Frustulia rhomboides*

var. *crassinervia*, *Frustulia vulgaris*, *Meridion circulare*, *Navicula contenta*, *Navicula ignota*, *Navicula krasskei*, *Navicula mutica*, *Navicula lanceolata*, *Navicula mediocris*, *Navicula soehrensis*, *Neidium affine*, *Neidium alpinum*, *Pinnularia hemiptera*, *Pinnularia gibba*, *Pinnularia irrorata*, *Pinnularia obscura*, *Pinnularia subinterrupta*, *Pinnularia viridis*, *Surirella roba*, *Tabellaria ventricosa* und *Tabellaria flocculosa*. Im Untersuchungsjahr 2001 wurden dann zusätzlich noch *Anomoeoneis brachysira*, *Cocconeis placentula*, *Eunotia botuliformis*, *Eunotia fallax*, *Eunotia nymanniana*, *Fragilaria capucina* var. *rumpens*, *Gomphonema auritum*, *Navicula cryptocephala* und *Navicula minima* gefunden.

Die indifferent-acidophile Artengruppe erreichte im Jahre 1986 bis 1990 anteilig 89%- 99%. Im Jahre 2001 waren es zwar deutlich weniger, aber immerhin noch 64%-90%. Der Rückgang erweist sich als schwach signifikant. Im Jahre 1986-1987 betrug der Anteil der versauerungssteten Taxa 40%-84%, versauerungsholde 6%-50% und versauerungstolerante 6% -25% der Diatomeenzönose. Dabei stieg zum Jahresende 1987 der Anteil der versauerungsholden Taxa auf Kosten der versauerungsholden und versauerungstoleranten. Vermoorungszeiger stellten bis zu 7% der Kieselalgen. 1989 bis 1990 war der Anteil der versauerungssteten Taxa auf 74%-97% gestiegen, während versauerungsholde nur noch 1,6%-18% und versauerungstolerante 0,7%-6% erreichten. Die Vermoorungszeiger überschritten nun nicht mehr die 1%-Marke.

041.1.A	vom	7. 4.2001:	+3,470
041.1.A	vom	21.10.2001:	+3,670
041.1.A	vom	28.10.1986:	+3,090
041.1.A	vom	24. 4.1987:	+3,850
041.1.A	vom	29.10.1987:	+4,310
041.1.A	vom	3.10.1989:	+4,120
041.1.A	vom	29. 3.1990:	+4,050

Abb. 17: Biologischer-Versauerungsindex an der oberen Brücke am Dürreychbach

Im Jahre 2001 stellen die versauerungssteten Spezies noch immer 49-84%, der Anteil der versauerungsholden hat sich auf 0,2%-7% noch weiter verringert und auch die versauerungstoleranten Taxa stellen nur noch 1,3%-16% der Zönose. Der Anteil der Vermoorungszeiger beträgt nun maximal 1,2%. 1986-1990 stellten die Versauerungsflüchter zusammen 0,1%-2,4%, im Jahre 2001 war ihr Anteil auf 9%-22% gestiegen. Der Diversitätsindex betrug 1986-1987 0,7-1,9, 1989 und 1990 lag der Wert bei 0,2-1,1 und im Jahre 2001 bei 0,9-1,8.

subarcuatooides noch subdominant und *Eunotia minor* mit maximal 2,5% Anteil subrezedent bis subdominant vor. Auch *Achnanthes helvetica* ließ sich im Frühjahr 2001 nur noch subdominant nachweisen.

In Moosen und in Angiospermen kam 1989 *Eunotia minor* eudominant vor, offenbar auch in weiterem, nicht quantitativ ausgewertetem, Material ist dies augenscheinlich wohl der Fall. In Algenlagern fand sich *Eunotia minor* zumindest subdominant. Im Untersuchungsjahr 2001 waren nur noch subrezedente bis maximal subdominante Restbestände zu finden. *Diatoma mesodon* war in beiden Vergleichsjahren in Moosen eudominant, und zwar im Jahre 2001 gemeinsam mit *Fragilaria construens*, die 1989 hier nur dominant auftrat. Im Frühjahr war hier in beiden Vergleichsjahren jeweils *Achnanthes oblongella* dominant.

Die pH-Gruppen sensu HUSTEDT setzten sich 1989 im wesentlichen (ohne Berücksichtigung der in vieler Hinsicht abweichenden Zönose, die aus der kapsalen Chrysophyceae *Hydrurus* isoliert wurde) wie folgt zusammen: 21%-44% acidophile, 7%-25% alkaliphile 30%-55% indifferente und 6%-20% indifferent-acidophile Taxa (in *Hydrurus* 90% indifferent-acidophile – vorwiegend vertreten durch *Pinnularia subcapitata*). Für das Jahr 2001 ergeben sich folgende Zahlen: 14%-41% acidophile, 9%-18% alkaliphile, 5%-36% indifferente und 2%-7% indifferent-acidophile Taxa.

Bei den Versauerungsgruppen nach ALLES stellten die versauerungsfliedenden Taxa im Jahre 1989 mit 42%-66% die dominierende Artengruppe dar, gefolgt von den etwas stärkere Versauerung tolerierenden versauerungssensiblen Taxa mit 4%-27%. Im Jahre 2001 lag der Anteil ersterer im Epilithon nur noch bei 20%-40% (bei den in Pflanzen vorkommenden Taxa waren viele nicht ökologisch eingestuft), während die versauerungssensiblen Taxa nunmehr 6%-32% der Diatomeenzönose stellen. Der Anteil der Vermoorungszeiger blieb mit maximal 0,5% bedeutungslos. Die versauerungssteten Spezies gingen zumindest auf Steinen von 10% auf ca. 3% zurück. Der Anteil der versauerungsholden Taxa sank von 7% auf 5,8, bzw. 3%.

041.6.A	vom	7. 4.2001:	-3,510
041.6.B	vom	7. 4.2001:	-0,810
041.6.A	vom	2.10.2001:	-4,940
041.6.B	vom	2.10.2001:	-0,890
041.6.C	vom	2.10.2001:	-0,200
041.6.A	vom	3.10.1989:	-3,490
041.6.B-6	vom	3.10.1989:	-4,500
041.6.C	vom	3.10.1989:	-4,450
041.6.C-6	vom	3.10.1989:	-0,630
041.6.H	vom	3.10.1989:	-6,200

Abb. 19: Dürreychbach am Pegelhaus
Biologischer-Versauerungsindex

Der Diversitätsindex reichte 1989 von 2,1 bis 2,3, auf *Hydrurus* betrug er allerdings nur 0,5. Im Jahre 2001 lag der Diversitätsindex bei 1,6-2,0 in Diatomeengesellschaften aus Moosen und auf Steinen und bei 1,2 bei Zönosen aus Algenlagern.

Ergebnisse

Der Biologische-Versauerungsindex war sowohl 1989, als auch 2001 negativ. Die Diatomeenflora indiziert für beiden Jahre „kritisch versauert“, innerhalb von Moosen und Algenlagern eher stärker versauert und in Höheren Pflanzen (014.6.H) eher weniger als auf Steinen. Für den Chemischen-Versauerungsindex gibt es für diese Stelle je nur einen Wert für

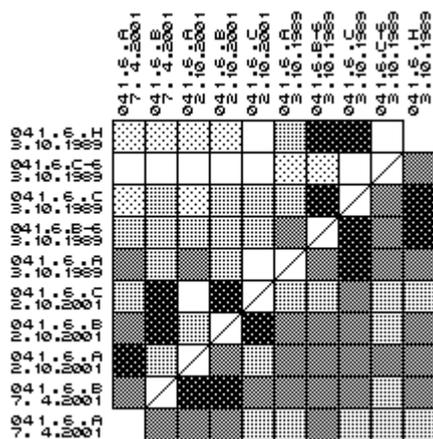


Abb. 20: Dominanzidentität im Dürreychbach am Pegelhaus

1989 und einen für 2001, so daß keine Statistik möglich ist. Dieser lag 1989 bei 1,2 und 2001 bei 1,4, also deutlich höher.

Mit Hilfe des SPEARMANN'schen Rangkorrelationskoeffizienten lassen sich für Artenzahl, RENBERG-pH-Wert und Biologischen-Versauerungsindex positive und für Diversitätsindex und Evenness negative Trends errechnen, die jedoch allesamt nicht signifikant sind.

Die Dominanzidentität zwischen dem Periphyton von Moosen und Fadenalgen lag sowohl 1989, als auch 2001 im Bereich von 60%-80%, was ebenso für den Vergleich der Steinproben des Jahres 2001 gilt. Dagegen betrug die

3.1.5 Rotmurg (031)

3.1.5.1 Hauptbach (031.0)

Die Rotmurg ist einer der beiden Quellflüsse der Murg. Die wichtigste Beprobungsstelle an der Rotmurg war die Befischungsstelle der LfU am Zusammenfluß mit einem Seitengewässer, dessen Wasserführung etwa ebenso groß ist, als diejenige der Rotmurg selbst. Im Gegensatz zu den bisher aufgeführten Gewässern, die zumindest an einer der untersuchten Stellen akut versauert waren, ist dies bei der Rotmurg und dem tributären Bach eher nicht der Fall. Beide waren in den achtziger Jahren meist als nur kritisch versauert einzustufen und außerdem im Sinne der Definition bei ALLES (1998, 1999) mesodystroph. Im Gegensatz zu den bisher besprochene Bächen, die zwar kurzfristige Säureeinbrüche zu verzeichnen haben, aber zwischen diesen eine Art „Grundlinie“ ganzjährig relativ einheitlicher pH-Werte aufweisen,

treten bei der Rotmurg zusätzlich sehr ausgeprägte Schwankungen im Jahresverlauf auf. Von Frühjahr bis zum Frühsommer lag der pH-Wert meist zwischen 4 und 5, von Spätsommer bis zum Winter hingegen zwischen 6 und 7.

1986-1990 wurden auf Steinen 14-28, im Sand 28, in Moosen 20-45 und in Algenwatten Diatomeentaxa 8-16 gefunden. Davon überschritten auf Hartsubstrat (Steinen, Sand, anstehender Fels) und in Wassermoosen 6-13 eine relative Häufigkeit von 1%, innerhalb von Algenwatten waren es nur 4-9. Der Diversitätsindex lag auf Hartsubstrat und in Moosen bei 1,4-2,4, innerhalb von Fadenalgenlagern jedoch nur bei 0,9-1,8.

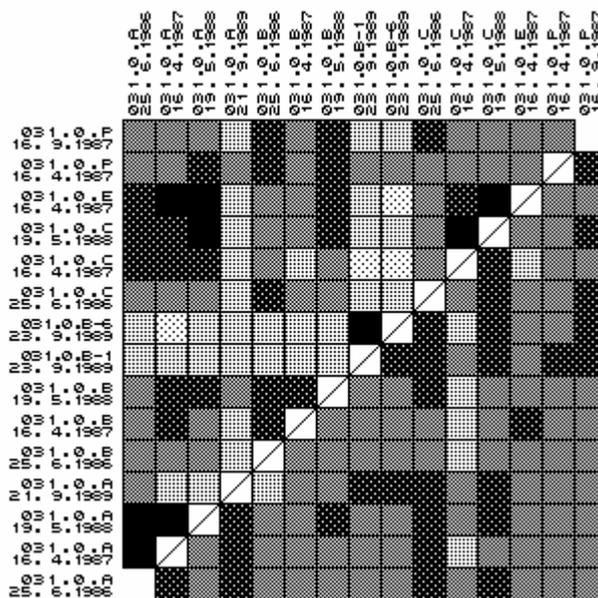


Abb. 21: Substratspezifität in der Rotmurg: Zwischen verschiedenen Substraten ist hier die Domianzidentität teilweise nur sehr gering. Dies ist normalerweise bei anthropogen versauerten Gewässern nicht

Für das Jahr 2001 liegen nur Steinproben vor, die 20-27 Arten enthalten, von denen 7-8

031.0.A	vom 28. 4.2001:	-1,420
031.0.A	vom 23. 9.2001:	-3,500
031.0.A	vom 25. 6.1986:	+0,650
031.0.A	vom 26. 9.1986:	+0,870
031.0.B	vom 26. 9.1986:	-2,170
031.0.A	vom 16. 9.1987:	+0,240
031.0.A	vom 6. 5.1988:	+0,720
031.0.A	vom 19. 5.1988:	+1,540
031.0.A	vom 12. 9.1988:	+0,090
031.0.A	vom 26.10.1988:	-0,540
031.0.A	vom 7.12.1988:	+0,530
031.0.A	vom 31. 1.1989:	-0,010
031.0.A	vom 21. 3.1989:	+0,370
031.0.A-P	vom 5. 5.1989:	+2,280
031.0.A-S	vom 5. 5.1989:	-0,240
031.0.A	vom 21. 9.1989:	-3,670
031.0.A	vom 17.10.1990:	-2,890

transsubzedent sind, bei einem Diversitätsindex von 1,6-1,7.

Die Substratspezifität war in der Rotmurg schon immer etwas stärker ausgeprägt als in den akut versauerten Gewässern. So war *Achnanthes helvetica* auf Steinen und anstehendem Fels meist die häufigste Kieselalgenart, oft auch die einzige, welche eudominante vorkam. Weitere eudominante Spezies war auf anstehendem Fels *Pinnularia subcapitata*. Auf Steinen war *Eunotia exigua* gelegentlich gemeinsam mit *Achnanthes*

Abb. 22: Versauerungsindices an der Rotmurg – Die Tabelle enthält eine Auswahl epilithischer Proben (etwa so viele, wie gleichzeitig auf einen Atari-Monitor passen).

helvetica eudominant, vor allem im Frühjahr. Im Herbst hingegen wurde sie in dieser Rolle regelmäßig von *Achnanthes oblongella* abgelöst. Im Herbst 1989 war *Achnanthes oblongella* dann erstmals sogar häufiger als die zuvor fast immer dominierende

Für Artenzahl und Diversitätsindex wurden fallende Werte errechnet, jedoch ist dieser Trend ebensowenig signifikant wie der steigende Trend für die Evenness. Hingegen geht der Biologische-Versauerungsindex nach ALLES hoch signifikant zurück, und dies gilt auch für den Anstieg der RENBERG-pH-Wertes. Es läßt sich auch ein Anstieg des Chemischen-Versauerungsindex errechnen, der jedoch im Gegensatz zum Anstieg des Biologischen-Versauerungsindex nicht signifikant ist.

Die Dominanzidentität lag bei 60%-80% oder bei 80%-10%, jedoch bilden die Proben, die zwischen Herbst 1989 und dem Jahr 2001 gesammelt wurden eine abweichende Gruppe. Deren Dominanzidentität mit den Proben der Jahre 1986-1988 beträgt teilweise nur bei 40%-60% oder noch weniger. Untereinander weisen diese Zönosen eine Dominanzidentität von 60%-80% auf. Das Arteninventar stimmt zu 40%-60% oder zu 60%-80% überein, wobei in diesem Fall eine Differenzierung zwischen älteren und neueren Proben nicht zu erkennen ist.

3.1.5.2 Seitengewässer am Otterbau (031.2)

Dieses 1987 erstmals untersuchte Seitengewässer an der LfU-Befischungsstelle der Rotmurg führt fast ebensoviel Wasser wie die Rotmurg selbst. Der Chemismus entspricht in etwa dem der Rotmurg.

1987-1989 wurden 15-41 Arten gefunden, von denen 4-16 transsubzedent waren. Auf anstehendem Fels waren es jedoch einmal nur 9 Taxa. Dafür wurden jedoch im Sand sogar 63 Spezies nachgewiesen, von denen 23 mehr als 1% Anteil erreichten. Der Diversitätsindex schwankte von 0,8-2,6, wobei in einer Sandprobe sogar einmal ein Wert von 3,3 auftrat.

Im Jahre 2001 wurden 17-29 Arten gefunden, von denen 8-13 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. Der Diversitätsindex erreichte 1,7-2,2.

031.2.A	vom 28. 4.2001:	+0,320
031.2.A	vom 23. 9.2001:	-1,730
031.2.A	vom 26. 9.1986:	+0,770
031.2.A	vom 16. 4.1987:	+2,320
031.2.A	vom 16. 9.1987:	+1,720
031.2.A	vom 19. 5.1988:	+1,670
031.2.A	vom 4. 7.1988:	+1,830
031.2.A	vom 4. 8.1988:	+1,790
031.2.A	vom 12. 9.1988:	+1,070
031.2.A	vom 26.10.1988:	+1,790
031.2.A	vom 7.12.1988:	-1,060
031.2.A	vom 30. 1.1989:	+1,570
031.2.A	vom 21. 3.1989:	+0,670
031.2.A	vom 5. 5.1989:	+2,040
031.2.A	vom 23. 9.1989:	-0,390
031.2.A	vom 16.10.1990:	+0,380

Abb. 24: Seitengewässer der Rotmurg
Biologischer-Versauerungsindex

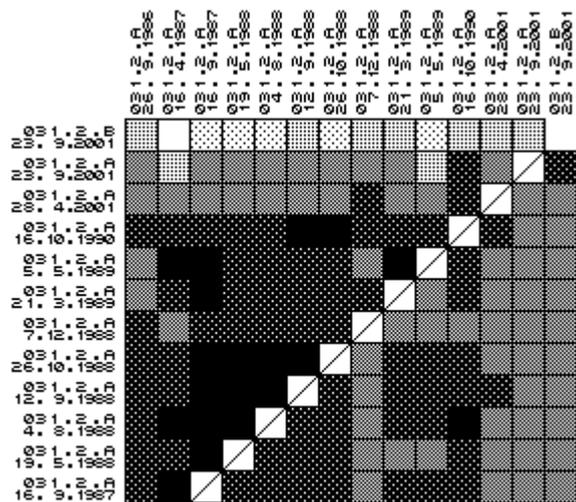
Häufigste eudominante Art war 1987-1989 auf Steinen und auf anstehendem Gestein *Achnanthes helvetica*, und zwar alleine oder gemeinsam mit *Eunotia exigua* auf anstehendem Fels hingegen *Pinnularia subcapitata*. Auf den restlichen Substraten findet sich *Pinnularia*

Ergebnisse

subcapitata fast regelmäßig unter den dominanten Arten, in Moosen ist diese öfter auch eudominant. In Moosen tritt oft *Eunotia exigua* und etwas seltener auch *Eunotia subarcuatoides* eudominant auf, von Spätherbst bis Winter statt dessen jedoch meist *Eunotia minor*. Soweit nicht eudominant treten die genannten Taxa zumindest dominant bis rezedent auf. Auch *Eunotia subarcuatoides* kam nur auf Steinen, sondern auch in Moosen, häufiger dominant vor. *Achnanthes oblongella* war hingegen in diesem Zeitraum hier nie eudominant, im Epilithon aber wiederholt dominant.

Im Jahre 2001 war im Epilithon noch immer *Achnanthes helvetica* eudominant, jedoch im Herbst gemeinsam mit *Achnanthes oblongella*, die in den zwei anderen Proben des Jahres 2001 zumindest dominant vorkam. In Moosen war *Eunotia minor* alleinige eudominante Art. *Pinnularia subcapitata* war in allen drei Proben dominant.

Abgesehen von einer Diatomeenprobe, die im Dezember 1988 gesammelt wurde, ergeben alle Zönosen akute Versauerung. Lediglich die Probe vom Herbst 2001 indiziert lediglich kritische Versauerung. Artenzahl, Diversitätsindex und Evenness korrelieren nicht signifikant positiv. Der RENBERG-pH-Wert steigt signifikant und der Biologische-Versauerungsindex sinkt schwach signifikant. Der Chemische-Versauerungsindex lag immer etwas über 1,0. Mit Hilfe des SPEARMANN'schen Rangkorrelationskoeffizienten wurde ein steigender Trend errechnet, der aber nicht statistisch gesichert ist.



. 25: Dominanzidentität und Artidentität im Seitengewässer der Murg

Während die Dominanzidentität zwischen den älteren Proben 60%-80% oder sogar über 80% beträgt, werden beim Vergleich von Material aus dem Jahre 2001 und den älteren Proben fast immer nur 40%-60% erreicht. Dabei weist die Moosprobe mit oft nur 10%-20% sogar noch weniger Gemeinsamkeiten mit den älteren Proben auf, bei denen allerdings nur Steinproben berücksichtigt sind. Die höchsten Ähnlichkeiten weisen die Proben des Jahres 2001 mit einer Probe vom Herbst 1990 auf. Das Arteninventar stimmt meist zu 40%-60% oder zu 60%-80% zwischen den Proben überein, ohne daß sich die neueren Proben in irgendeiner Form unterscheiden.

3.2 Bäche, die nie akut versauert und auch nicht eudystroph sind

3.2.1 Goldersbach (014)

Der Goldersbach befindet sich im Südschwarzwald und am Nordost-Hang des Feldberges. Er mündet in den Titisee. Auch am Goldersbach lag eine Befischungsstelle der LfU. Der Goldersbach ist mesodystroph und weist meist pH-Werte von 6,0-6,5 auf. Der Wald hat hier einen hohen Fichtenanteil. Wegen des Einflusses der Nadelstrue ist der Bach eher als „natürlich sauer“ einzustufen. Die Beprobungsstellen 14.0 und 14.2 liegen nur wenige Meter auseinander, lediglich durch ein Katarakt getrennt, so daß sie hier wie eine einzige Beprobungsstelle behandelt werden.

1986 und 1987 wurden 15-41 Arten nachgewiesen, von denen 6–12 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. Lediglich auf anstehendem Fels wurden einmal nur 10 Arten nachgewiesen, die alle transsubrezedent waren. Der Diversitätsindex reichte von 1,2-2,5.

Im Jahre 2001 konnten 17-38 Taxa gefunden werden, von denen 7-12 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten, mit Diversitätsindices von 1,2-2,2.

Eudominant kam auf Steinen in den Jahren 1986-1989 *Achnanthes oblongella* vor, teilweise auch gemeinsam mit *Achnanthes minutissima*. In Wassermoosen (vorwiegend das Lebermoos *Scapania*) und war statt dessen meist *Fragilaria capucina* var. *gracilis* eudominant, und zwar gemeinsam mit *Eunotia minor* oder teilweise auch mit *Eunotia exigua* und mitunter ebenfalls mit der eher für das Epilithon typischen *Achnanthes oblongella*. *Eunotia exigua* war hier nie die häufigste Art. Unter dem dominanten und subdominanten Taxa fanden sich häufig *Achnanthes minutissima*, *Achnanthes subatomoides*, *Achnanthes helvetica*, *Gomphonema parvulum* (sowohl in der var. *parvulus* als auch in der var. *exilissimum*), *Eunotia minor*, *Eunotia rhomboidea*, *Fragilaria virescens* und *Tabellaria ventricosa*. Rezedent traten gelegentlich auch *Cymbella sinuata*, *Eunotia incisa*, *Gomphonema clavatum*, *Pinnularia irrorata* und *Tabellaria flocculosa* auf. An dieser Zusammensetzung hat sich auch in Jahre 2001 nichts wesentliches geändert, abgesehen davon, daß nun *Eunotia exigua* unter den

014.0.A	vom 28. 4.2001:	-3,980
014.0.A	vom 28. 9.2001:	-5,930
014.0.A	vom 19. 6.1986:	-6,360
014.0.A	vom 15. 4.1987:	-5,460
014.0.A-J	vom 25. 4.1987:	-5,790
014.0.A	vom 22.10.1987:	-4,320
014.0.A-J	vom 23.10.1987:	-5,970
014.0.A-J	vom 11.11.1987:	-5,420
014.0.A-J	vom 2. 2.1989:	-4,270
014.2.A	vom 28. 9.2001:	-6,390
014.2.A	vom 15. 4.1987:	-5,320
014.2.A	vom 22.10.1987:	-6,080

Abb. 26: Goldersbach vor (014.2) und hinter (014.0) dem Katarakt.

Biologischer Versauerungsindex

Ergebnisse

eudominanten bis dominanten Arten überhaupt nicht mehr zu finden war. In Pflanzen (Moose, Makroalgen) war sie noch subdominant und auf Steinen rezedent vertreten.

Ein kleines, sehr saures und gleichzeitig stark dystrophes Seitengewässer des Goldersbaches wird beherrscht von *Eunotia meisteri* und *Eunotia paludosa* var. *trinacria*, die dort eudomiant auftreten. Dominant waren hier *Eunotia exigua*, *Eunotia bilunaris*, *Eunotia rhomboidea* und *Eunotia paludosa* var. *paludosa*. Rezedent traten hier *Pinnularia subcapitata* und *Pinnularia irrorata* auf. Im Jahre 2001 war noch immer *Eunotia meisteri* eudominant, außerdem *Eunotia bilunaris* und *Eunotia tenella*. *Pinnularia subcapitata* und *Pinnularia irrorata* fanden sich subdominant.

014.3.A	vom 28. 4.2001:	-6,180	vermoort
014.3.A	vom 28. 9.2001:	-2,100	vermoort
014.3.C	vom 28. 9.2001:	-3,820	vermoort
014.3.A	vom 4. 5.1989:	-5,350	vermoort

Der Biologische-Versauerungsindex nach ALLES weist den Goldersbach als kritisch versauert aus, allerdings ohne akut versauerte Phasen und mit erheblich negativeren Zahlenwerten als die Rotmurg. Daran hat sich auch im Jahre 2001 nichts geändert. Der Biologische-Versauerungsindex nimmt zwar ab, jedoch nicht signifikant. Gleichzeitig steigt der RENBERG-pH-Wert, aber ebenfalls nicht signifikant. Die Evenness weist einen steigenden Trend auf, während die Artenzahl und der Diversitätsindex gleichzeitig abnimmt, aber auch alle diese drei Tendenzen sind nicht statistisch gesichert. Das Seitengewässer wird nach wie vor als vermoort indiziert. Der Chemische-Versauerungsindex steigt hoch signifikant. Er unterschritt 1986 und 1987 in insgesamt zwei Wasserproben den Wert 1,0. In einer Probe, die nur 10 Tage zuvor geschöpft wurde war, überschritt der Chemische-Versauerungsindex die 1,0-Grenze geringfügig. Für eine zweiten Probe, die oberhalb des Kataraktes geschöpft worden war, nur ca. 20-30 Meter weiter bachaufwärts, lag der Wert bereits um ca. 0,5 Einheiten höher. Der

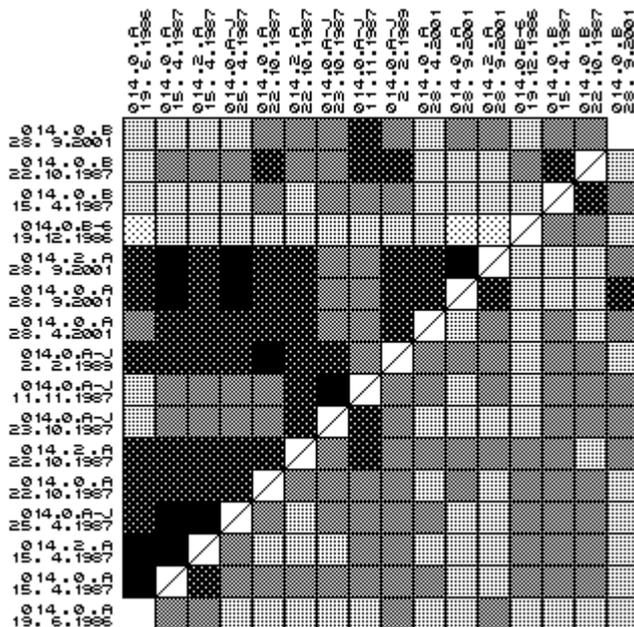


Abb. 28: Dominanzidentität und Artidentität im Goldersbach, vor und hinter dem Katarakt.

gemessenen pH-Wert zeigt ebenfalls einen nicht signifikanten Trend mit positivem Vorzeichen. Die UV-Absorption bei 254 nm, als Maß für die Fulvinsäurekonzentration, steigt signifikant.

Beim Vergleich epilithischer Zönosen ergibt sich für den Goldersbach selbst meist eine Dominanzidentität von 60%-80%. Die Dominanzidentität zwischen Moosen und Steinen, aber auch zwischen den Moosproben beträgt meist nur 20%-40%. Die Proben des Jahres 2001 fallen hier nicht aus als grundsätzlich abweichend auf. Das Arteninventar stimmt meist zu 40%-60% oder zu 20%-40% zwischen den Proben überein.

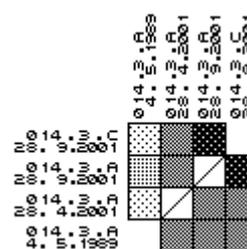


Abb. 29:
Dominanzidentität
und Artidentität
im Seitenbach des
Goldersbaches

Am Seitengewässer stimmt das Arteninventar meist zu 40%-60% überein, die Dominanzidentität ist beim Vergleich der neuen Proben mit der alten von 1989 niedriger.

3.2.2 Stutzbach (032)

Der Stutzbach befindet sich im östlichen Teil des Nordschwarzwaldes und mündet bei Erzgrube in die Nagold. Diese mündet bei Pforzheim in die Enz. Er entspringt bei Igelberg im Wald, und zwar im oberen Buntsandstein. Fast die gesamte Wasserführung wird aus einer einzigen großen Rheokrene gespeißt, so daß er bereits wenige Meter nach der Quelle 1-1,5 m breit ist. Ein kleiner Seitenbach, an dessen Oberlauf offenbar ein Klärwerk liegt, ist am Zusammenfluß mit dem Stutzbach meist ausgetrocknet, bzw. auf wenige Pfützen ohne erkennbare Wasserbewegung reduziert, so daß hier nicht von einer wesentlichen saprobiellen Belastung ausgegangen werden kann. Ein weiteres Seitengewässer kommt von rechts aus dem Wald und ist offenbar anthropogen völlig unbeeinflußt. Der Stutzbach ist meist schwach sauer (pH 6,0-6,5) und nicht dystroph. Der Chemische-Versauerungsindex beträgt hier aber immer weit über 1,0, d.h. der Stutzbach ist keineswegs anthropogen versauert, aber auch nicht vermoort. Der unbelastete Seitenbach weist bei einem dem Stutzbach sehr ähnlichen Chemismus immer einen pH-Wert über 7,0 auf.

1986-1989 wurden 23-43 Arten gefunden, von denen 9-12 transsubrezedent waren. Im Jahre 2001 wurden 27-38 Taxa nachgewiesen, von denen 11-17 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. Direkt in der Quelle überschritten in allen drei Proben, von 1986, 1989 und 2001, jeweils 14 Arten eine relative Häufigkeit von 1%, bei insgesamt 29-32 gefundenen Taxa. Der Diversitätsindex lag in den achtziger Jahren bei 2,0-2,3 und 2001 bei 2,3-2,7. In der Quelle erreichte er 2,4-2,6.

Ergebnisse

Eudominant waren 1986 *Achnanthes grischuna* und *Achnanthes lanceolata* sowie eine weitere Art, die als *Navicula minima* gezählt wurde. In Moosen und Algen war auch *Eunotia minor* eudominant, außerdem in Algenlagern *Meridion circulare*. Dominant bis subdominant kamen *Achnanthes daonensis*, *Achnanthes grischuna*, *Achnanthes minutissima*, *Achnanthes subatomoides*, *Diatoma mesodon*, *Navicula silvahercynia* und *Navicula suchlandtii* (*Adalfia suchlandtii*) vor. Unter den rezedenten Taxa fanden sich *Achnanthes rechtensis*, *Achnanthes bioretii* und *Stauroneis kriegerii*. Auffällig war auch das Vorkommen von *Achnanthes conspicua*, *Achnanthes lapidosa*, *Caloneis tenuis*, *Diploneis petersenii*, *Frustulia vulgaris*, *Navicula ignota* (*Geissleria acceptata*), *Pinnularia stomatophora*, *Stauroneis anceps* und *Stauroneis kriegerii* unter den subrezedenten Taxa, da diese nicht allzu oft in Schwarzwaldbächen nachzuweisen sind.

Im Quelltopf wurde nur eine Mischprobe gesammelt in der *Achnanthes lanceolata* und *Eunotia minor* gemeinsam eudominant vorkamen. Dominant waren *Achnanthes lapidosa*, *Achnanthes silvahercynia*, *Navicula minima*, *Navicula silvahercynia* und *Navicula suchlandtii* und subdominant *Diatoma mesodon*, *Navicula cf. perfidissima* und *Eunotia steineckeii*. *Achnanthes grischuna* und *Stauroneis kriegerii* fanden sich unter den rezedenten Taxa. Bemerkenswerte subrezedente Taxa waren *Eunotia incisa*, *Navicula mediocris*, *Navicula parsura*, *Navicula pseudarvensis* und *Pinnularia stomatophora*.

1989 waren *Achnanthes grischuna* und *Achnanthes daonensis* eudominant, sowie *Achnanthes lanceolata*, *Achnanthes minutissima* und *Achnanthes kranzii* dominant. In der Quelle fand sich *Achnanthes silvahercynia* eudominant. Darüber hinaus kamen *Navicula silvahercynia*, *Navicula minima*, *Navicula perfidissima*, *Achnanthes lanceolata*, *Achnanthes grischuna* und *Eunotia minor* dominant vor, außerdem *Achnanthes lapidosa*, *Navicula suchlandtii* und *Achnanthes minutissima* subdominant.

Im Jahre 2001 war die zuvor zumindest unter den subrezedenten Taxa nachweisbare *Achnanthes silvahercynia* in beiden Proben eudominant. Im Frühjahr teilte sie sich diesen Status mit *Achnanthes lanceolata* und im Herbst mit *Navicula suchlandtii* und *Navicula aff. minima*. Dominant bis subdominant traten *Amphora pediculus*, *Achnanthes grischuna*, *Eunotia minor*, *Achnanthes kranzii*, *Achnanthes grischuna* und *Navicula suchlandtii* auf. Weiterhin fanden sich noch immer *Achnanthes rechtensis* und *Stauroneis kriegerii* unter der rezedenten bis subrezedenten Taxa. Unter den letzteren konnten 2001 *Caloneis tenuis*, *Pinnularia stomatophora* und *Stauroneis anceps* nicht mehr wiedergefunden werden.

In der Quelle war im Jahre 2001 *Navicula minima* eudominant, während *Navicula silvahercynia* nicht mehr unter den dominanten Taxa vertreten war. Statt dessen findet man nun *Achnanthes*

032.0.A	vom	28. 4.2001:	-11,290
032.0.A	vom	24. 9.2001:	-10,610
032.0.A	vom	25. 6.1986:	-11,770
032.0.A	vom	22. 9.1986:	-11,220
032.0.A	vom	8. 5.1989:	-11,600
032.1.A	vom	28. 4.2001:	-10,290
032.1.A	vom	24. 9.2001:	-11,920
032.1.A	vom	25. 6.1986:	-12,660
032.1.A	vom	22. 9.1986:	-9,980
032.1.A	vom	8. 5.1989:	-11,050
032.9.A	vom	28. 4.2001:	-10,070
032.9.A	vom	8. 5.1989:	-10,730

rechtensis dominant und die 1989 eudominante *Achnanthes rechtensis* stattdessen nur noch dominant. Subdominant gefunden wurden nun u.a. *Achnanthes subatomoides* und *Navicula pseudarvensis*. Rezedent wie 1986 tauchen auch im Jahre 2001 wieder *Achnanthes grischuna* und *Stauroneis kriegerii* auf. Viele subrezedente Taxa waren nun verschwunden, jedoch kam nach wie vor *Achnanthes lapidosa* vor, außerdem findet sich nun *Achnanthes kranzii*, *Navicula pupula* und *Nitzschia acidoclinata* subrezedent in der Quelle.

Abb. 30: Drei Stellen am Stutzbach: Biologischer Versauerungsindex

Der Biologische-Versauerungsindex lag in allen drei zu vergleichenden Untersuchungsstellen des Stutzbaches fast durchweg <-10 (nicht versauerungsgefährdet). Der Chemische-Versauerungsindex ergab zu keinem Zeitpunkt und an keiner Stelle Werte unter 2,0.

Die Artenzahl nimmt nicht signifikant ab, Diversitätsindex und Evenness hingegen nehmen signifikant, bzw. hoch signifikant zu. Der RENBERG-pH-Wert steigt und der Biologische-Versauerungsindex nimmt ab, aber beide Trends sind nicht signifikant.

Die Dominanzidentität liegt am häufigsten bei 40%-60%, vor allem beim Vergleich der Artenlisten des Hauptgewässers und der Quelle miteinander und untereinander. Beim Vergleich mit den Artenlisten des Seitengewässers ergeben sich meist nur 20%-40% Dominanzidentität. Das Arteninventar stimmt am häufigsten zu 40%-60% überein. Ein zeitlicher Trend ist nicht herauslesbar.

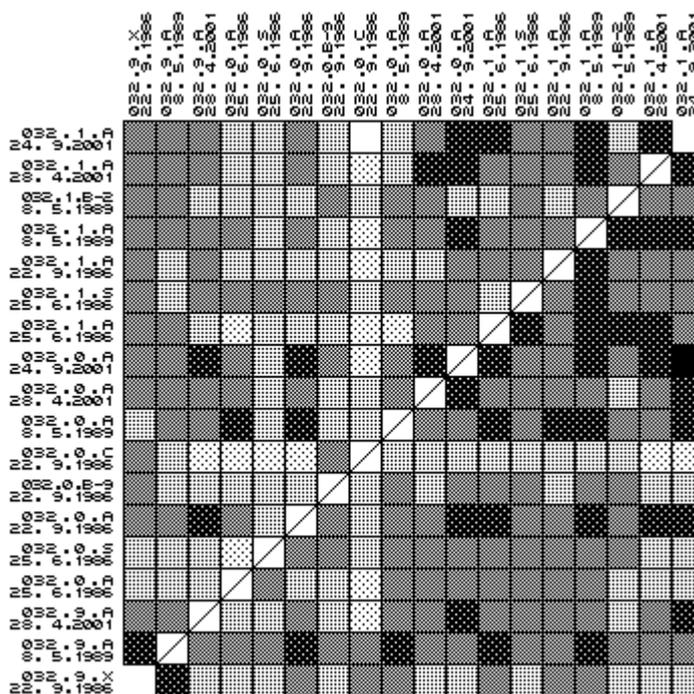


Abb. 31: Stutzbach, Dominanzidentität und Artidentität

Ergebnisse

In dem kleinen Seitengewässer wurden in den achtziger Jahren 35-44 Arten gefunden, von denen 10-19 transsubrezedent waren. Der Diversitätsindex lag zwischen 2,3 und 3,0. Im Jahre 2001 fanden sich hier 26, bzw. 33 Taxa, von denen 18 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten, wobei der Diversitätsindex 2,5, bzw. 3,0 betrug (die höheren Werte wurden jeweils im Frühjahr ermittelt), eine Veränderung gegenüber den alten Proben ist nicht zu erkennen.

Im Frühjahr 1986 waren hier im Epilithon *Navicula silvaheercynia* und *Achnanthes silvaheercynia* gemeinsam eudominant und auf anderen Substraten *Navicula suchlandtii* und *Navicula minima*. Im Herbst gab es keine eudominanten Taxa. Unter dem sub- bis eudominanten Taxa fanden sich *Eunotia minor*, *Navicula ignota*, *Navicula suchlandtii*, *Achnanthes lanceolata*, *Diatoma mesodon*, *Navicula exilis*, *Navicula lundii*, *Cymbella sinuata*, *Achnanthes oblongella*, *Achnanthes conspicua*, *Achnanthes grischuna* und *Achnanthes minutissima*.

Im Frühjahr 2001 gab es keine eudominante Spezies, doch im Herbst traten hier *Achnanthes minutissima* und *Navicula silvaheercynia* gemeinsam eudominant auf. Unter den dominanten Taxa traten im wesentlichen die gleichen Arten auf, die auch schon in den achtziger Jahren hier eudominant bis subdominant vertreten waren. Auch bei den rezedenten Formen handelt es sich vorwiegend um Formen, die bereits zuvor rezedent bis subrezedent hier verbreitet waren. Erwähnenswert ist, das das Auftreten subrezedenten Taxa *Diploneis petersenii*.

Für eine statistische Analyse zu eventuellen Veränderungen in Artenzahl, Evenness, Diversitätsindex, Biologischer-Versauerungsindex und RENBERG-pH-Wert liegen für dieses Seitengewässer nicht genügend Daten vor.

3.2.3 Rauhornbach (080)

Der Rauhornbach mündet bei Kirschbaumvasen in die Murg. Mit Leitfähigkeiten unter 100 μS ist er elektrolytarm. Eigentlich besteht der Rauhornbach aus zwei parallelen Seitengewässern, die in etwa gleichgroß sind, so daß nicht ganz eindeutig ist, welcher Ast nun als Hauptgewässer und welcher als Nebengewässer aufzufassen ist. Der Autor fast den rechten Ast als den eigentlichen Rauhornbach auf, weshalb vorwiegend der rechte Seitenast untersucht wurde. Aber auch für den linken Seitenast liegt an recht umfangreiches Datenmaterial vor. Erstmals wurde dieses Gewässer im November 1987 untersucht.

3.2.3.1 Rechter Seitenast (080.0)

Der rechte Seitenast weist fast immer pH-Werte zwischen 6,8 und 7,4 auf. Der Mittelwert aller Messungen beträgt 7,1. Der RENBERG-pH-Wert lieferte Werte zwischen 6,9 und 8,0. Daraus wurde ein Mittelwert von 7,4 errechnet. Die Leitfähigkeiten lagen zwischen 40 μ S und 60 μ S.

Für das Jahr 1987 liegen 4 Proben vor, in denen zwischen 30 und 33 Taxa im Epilithon und 55, bzw. 59 im Periphyton gefunden wurden, von denen 12-15 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. Im Jahre 1988 wurden insgesamt 26 Proben an dieser Stelle gesammelt, in denen 29-47 Diatomeen-Spezies nachgewiesen wurden. 9-19 davon überschreiten eine relative Häufigkeit von 1%. Der Diversitätsindex reichte von 2,2-3,2. Ausnahmsweise überschritten

080.0.A	vom	29. 4.2001:	-10,390
080.0.A	vom	23. 9.2001:	-10,120
080.0.A-G	vom	9.11.1987:	-9,570
080.0.A-S	vom	9.11.1987:	-10,240
080.0.B-1	vom	9.11.1987:	-8,650
080.0.A-G	vom	26. 4.1988:	-10,470
080.0.A-S	vom	26. 4.1988:	-10,220
080.0.A-G	vom	27. 4.1988:	-10,250
080.0.A-S	vom	27. 4.1988:	-10,980
080.0.A-G	vom	6. 5.1988:	-8,880
080.0.A-S	vom	6. 5.1988:	-10,280
080.0.A-G	vom	27. 5.1988:	-9,570
080.0.A-S	vom	27. 5.1988:	-9,660
080.0.A-G	vom	4. 7.1988:	-9,540
080.0.A-S	vom	4. 7.1988:	-9,790
080.0.A-G	vom	4. 8.1988:	-9,710
080.0.A-S	vom	4. 8.1988:	-9,800

Abb. 32: Rauhornbach, Biologischer ersauerungsindex

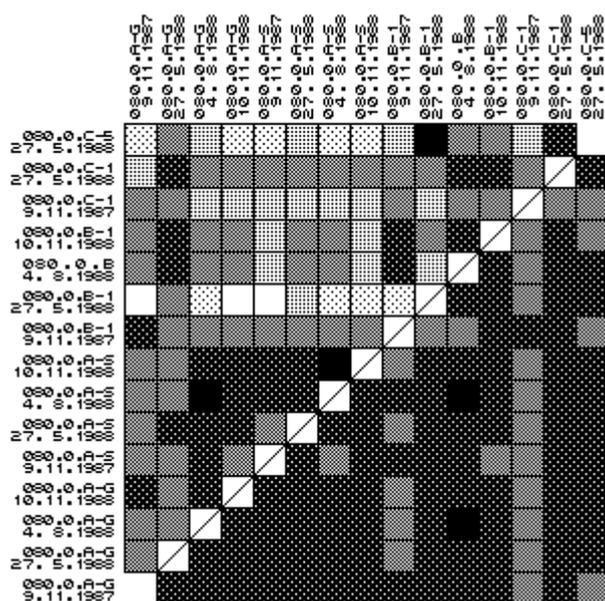


Abb. 33: Rauhornbach, rechter Ast
Dominanzidentität und Artidentität im Hinblick auf die Substratspezifität

einmal in einer Laubmoosprobe mit 35 Diatomeenarten nur 4 die 1%-Marke. In Rotalgen waren ebenfalls einmal nur 5 der 34 Taxa transsubrezedent. Im Jahre 1989 fanden sich 28-53 Arten, von denen 10-18 transsubrezedent waren.

Im Jahre 2001 wurden 32, bzw. 35 Taxa gefunden, von denen 15, bzw. 17 transrezedent waren. Alle Werte liegen damit innerhalb des Bereiches die für die achtziger Jahren galten.

Der Diversitätsindex lag 1987 bei 2,2-2,8, 1988 bei 2,2-3,3 (Ausnahme Rotalgen: einmal nur 1,2) und 1989 bei 2,0-2,8. Für das Jahre 2001 wurden Diversitätsindices von 2,6, bzw. 2,8 ermittelt.

sinuata und *Navicula ignota* (meist in der var. *acceptata*) die restlichen dominanten, teilweise auch nur subdominanten, Taxa stellten.

Die Artenzahl nimmt nicht signifikant ab, die Evenness nimmt jedoch signifikant zu, ebenso wie auch der Diversitätsindex steigt, jedoch ist dieser Trend wiederum nicht gesichert. Ein steigender Trends beim RENBERG-pH-Wert und ein sinkender beim Biologischen-Versauerungsindex werden zwar mit dem SPEARMANN'schen Rangkorrelationskoeffizienten errechnet, sind aber nicht statistisch gesichert.

Der Biologische-Versauerungsindex nach ALLES liegt im Grenzbereich zwischen „nicht versauerungsgefährdet“ und „versauerungsgefährdet“, der auf -10 (minus zehn) festgelegt wurden (ALLES 1998, 1999). Die beiden für 2001 ermittelten Werte liegen beide nicht über -10. Der Chemische-Versauerungsindex reichte von 1,3 bis 2,2 und steigt signifikant positiv.

Die Dominanzidentität zwischen verschiedenen Substraten ist relativ gering, wie Abb. 33 belegt. Vergleicht man nur epilithische Zönosen (Abb. 34), so ergeben sich Dominanzidentitäten, die meist bei 60%-80% liegen, wenn jeweils entweder nur Frühjahrs oder nur Herbstproben miteinander verglichen werden. In der Regel liegt die Dominanzidentität bei Vergleich von Frühjahrs und Sommer-Herbst-Proben bei 40%-60%, was auch für den Vergleich mit Proben des Jahres 2001 gilt. Die Probe von Frühjahr 2001 weist jedoch mit fast allen Granitproben, außer den Proben des Frühjahrs, eine Dominanzidentität von 60%-80% auf. Im Jahre 2001 wurden Granit- und Buntsandsteinkiesel nicht getrennt gesammelt, wie meist in den achtziger Jahren. Das Arteninventar stimmt nahezu regelmäßig zu 60%-80% zwischen allen Proben überein, lediglich im Vergleich zu dem erst im Jahre 2001 gesammelten Material sind es in der Regel nur 40%-60%.

3.2.3.2 Linker Seitenast (080.1)

Der augenfälligste Unterschied des linken Seitenastes des Rauhornbaches vom rechten ist im wesentlichen eine erheblich stärkere Beschattung. Es wurden pH-Werte von 6,8-7,5 gemessen, der Mittelwert über alle Messungen lag bei 7,1, exakt wie beim rechten Ast. Der RENBERG-pH-Wert lieferte aber etwas niedrigere Werte als der rechte Ast (6,3-7,4). Als Mittelwert ergab sich 6,7. Der Chemische-Versauerungsindex lieferte meist geringfügig niedrigere Werte als am rechten Seitenast. Die Leitfähigkeit liegt hier ebenfalls bei 40 μ S und 60 μ S.

Ergebnisse

Die ersten beiden Proben stammen aus dem Jahre 1987-1989. Im Jahre 1987 wurden in Moosen einmal 64 Arten gefunden. Ansonsten lag die Artenzahl zwischen 25 und 44, von denen 6-19 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. Im Jahre 2001 fanden sich 36, bzw. 25 Arten, von denen 13, bzw. 9 transsubrezedent waren.

Der Diversitätsindex schwankte in den achtziger Jahren zwischen 1,1 und 2,7. Im Jahre 2001 wurden 2,4, bzw. 1,8 ermittelt.

In den Jahren 1987-1989 war *Achnanthes minutissima* zumindest auf Steinen fast regelmäßig eudominant oder doch wenigstens dominant. Weiterhin fanden sich meist *Achnanthes oblongella* und *Diatoma mesodon* unter den dominanten bis eudominanten Taxa des Epilithon, während *Cocconeis placentula* meist subdominant vorkam, jedoch auch mal eudominant sein konnte. Im Gegensatz zum rechten Seitenast kam hier gelegentlich auch *Eunotia exigua* in den Proben vor, und zwar im Frühjahr 1988 sogar subdominant. *Diatoma mesodon* hatte offenbar ein Maximum von Dezember bis Juli, denn in dieser Zeit fand sie sich häufiger eudominant. Besonders in Moosen konnten auch *Achnanthes lanceolata* sub- bis eudominant und *Navicula exilis* subdominant vertreten sein. In einer Probe aus Blaualgenlagern war *Navicula exilis* eudominant.

080.1.A	vom	29. 4.2001:	-9,380
080.1.A	vom	23. 9.2001:	-9,060
080.1.A	vom	9.11.1987:	-7,880
080.1.A-G	vom	26. 4.1988:	-6,920
080.1.A-S	vom	26. 4.1988:	-7,650
080.1.A-G	vom	27. 5.1988:	-7,620
080.1.A-S	vom	27. 5.1988:	-7,140
080.1.A-G	vom	4. 7.1988:	-7,440
080.1.A-S	vom	4. 7.1988:	-7,730
080.1.A-G	vom	4. 8.1988:	-7,840
080.1.A-S	vom	4. 8.1988:	-7,440
080.1.A-G	vom	8. 9.1988:	-7,610
080.1.A-S	vom	8. 9.1988:	-7,770
080.1.A-G	vom	19.10.1988:	-7,920
080.1.A-S	vom	19.10.1988:	-8,110
080.1.A-G	vom	10.11.1988:	-7,870
080.1.A-S	vom	10.11.1988:	-8,480

Abb. 35: Linker Ast des Rauhornbaches:
Biologischer Versauerungsindex

Im Jahre 2001 waren jeweils *Cocconeis placentula* und *Achnanthes minutissima* gemeinsam eudominant. Während im Frühjahr die im Vergleich zu dem restlichen Arteninventar noch relativ versauerungstolerante *Achnanthes oblongella* unter den dominanten Taxa zu finden war, taucht sie im Herbst lediglich unter den rezedenten Taxa auf. Als weitere dominante bis subdominante Spezies zu nennen sind *Achnanthes lanceolata*, *Achnanthes lapidosa* und *Amphora pediculus*. *Eunotia exigua* und *Achnanthes helvetica* waren nun nicht mehr nachweisbar.

Die Artenzahl nimmt nicht signifikant ab und der Diversitätsindex nimmt nicht signifikant zu, jedoch steigt die Evenness schwach signifikant. Auch steigt der RENBERG-pH-Wert schwach

signifikant, während die Abnahme des Biologischen-Versauerungsindex nach ALLES sogar signifikant ist.

Aufgrund des Biologischen-Versauerungsindex ist der linke Ast als „versauerungsgefährdet“ einzustufen, während der rechte Seitenast noch stärker negative Werte ergibt, die meist unter minus 10 liegen („nicht versauerungsgefährdet“). Während die Werte 1988 mit meist einer sieben vor dem Komma noch recht nahe an der Stufe „kritisch versauert“ liegen, haben die nun im Jahre 2001 erhobenen Werte eine neun vor dem Komma. Der Chemische-Versauerungsindex reicht von 1,15-2,2. Der Trend signifikant negativ, hierbei ist zu berücksichtigen, daß die Werte 1989 mit unter 1,2 besonders niedrig lagen. Der einzige neue Wert vom 29.4.2001 hingegen betrug 1,7.

Die Dominanzidentität liegt meist im Bereich von 60%-80%. Als durchweg stärker von allen anderen Proben abweichend (Dominanzidentität mit den restlichen Proben unter 40%) erwiesen sich die am 26. April 1988 gesammelten Proben, wobei an diesem Tag zumindest auf Granit auch die Schwelle zu „kritisch versauert“ einmal überschritten wurde. Bemerkenswert ist, daß die beiden Proben vom 26. April 1988 untereinander eine Dominanzidentität von 80% überschreiten, was ansonsten hier eher nicht die Regel ist und auch ansonsten hauptsächlich bei akut versauerten Gewässern vorkommt. Auch die beiden im Jahre 2001 gesammelten Proben unterscheiden sich deutlich von den restlichen (Dominanzidentität meist bei 40%-60% oder weniger). Beim Vergleich der beiden Proben des Jahres 2001 untereinander ergeben sich immerhin noch 60%-80%. Das Arteninventar stimmt nahezu immer zu 60%-80% zwischen den Proben überein, lediglich die Proben des Jahres 2001 weichen etwas stärker ab. Hier ergeben sich vor allem beim Vergleich mit dem im Frühjahr 2001 gesammelten Material in aller Regel nur 40%-60% Übereinstimmung.

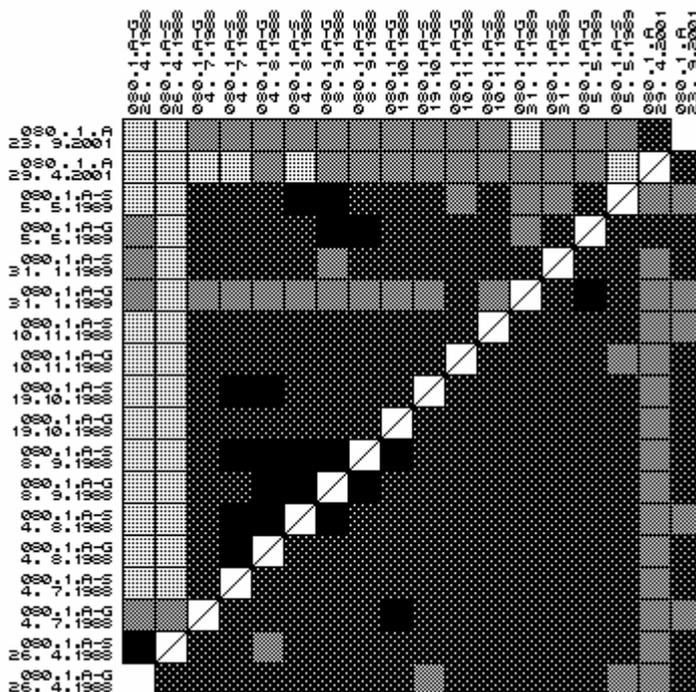


Abb. 36: Dominanzidentität und Artidentität im Linken Ast der Rauhornbaches

Ergebnisse

3.3. Moorabflüsse

Die letzten drei nun noch zu besprechenden Fließgewässer: Sasbach, Brotenaubach und Rombach sind als Moorabflüsse anzusehen, und weniger als anthropogen versauerte Gewässer. Sie entspringen in ausgesprochenen Hochmoor- und Missegebieten. Auch Moorbäche können anthropogen versauern. Versauerung in dystrophen Gewässern äußert sich dann im wesentlichen durch Verlust der gelösten Huminstoffe, was als „Aufklärung“ bezeichnet wird (ALMER et al. 1974, STEINBERG 1991). Definiert man anthropogene Versauerung als „Verlust an Pufferkapazität durch Eintrag starker Säuren aus der Luft“, so bedeutet Aufklärung „Verlust an Pufferkapazität“, da in diesem Fall zwar kein Hydrogenkarbonat-Puffersystem, wohl aber das Puffersystem der gelösten Fulvinsäuren zerstört wird. Deshalb argumentiert ALLES (1998, 1999), daß es eigentlich unerheblich ist, ob dabei die Pufferkapazität des Hydrogenkarbonat oder diejenige der gelösten Fulvinsäuren verloren geht. Ein Moorgewässer ist von Natur aus sauer, deshalb läßt sich Versauerung hier nicht unbedingt mit Absenkung des pH-Wertes gleichsetzen. Aber es ist von Natur aus dystroph, und daher ist „Aufklärung“ als eine durch „Sauren Regen“ bedingte Veränderung des Lebensraumes in Moorbächen der eigentliche Versauerungseffekt. Tatsächlich bewirkt eine „Aufklärung“ von Moorbächen eine massivere Veränderung der Diatomeenflora dieser Gewässer, als eine weitere Absenkung eines ohnehin niedrigen pH-Wertes, an den die dort üblicherweise lebende Diatomeenflora ohnehin angepaßt ist.

Auch der Kaltenbach ist eigentlich eher ein dystropher Bach, der aber im größten Teil seiner Fließstrecke anthropogen versauert ist, und der daher unter den anthropogen versauerten Bächen aufgeführt wurde. Bei den nun zu besprechenden Bächen kam es im Verlauf der Fließstrecke ebenfalls zur Aufklärung, da der Eintrag von Säure in den achtziger Jahren allgegenwärtig war. Jedoch sind diese Gewässer in erheblichem Maße und auch über längere Fließstrecken hinweg durch ihre hohe Fulvinsäure-Konzentration und damit ihrem Moorbachcharakter geprägt. Sie wurden als Referenzgewässer für Moorbäche ausgewählt, weshalb die Probestellen überwiegend an ihrem dystrophen Oberlauf liegen. Wie aber ein Blick auf den Kaltenbach und den Goldersbach und seine Nebengewässer lehrt, sind die Übergänge zu anderen Gewässertypen durchaus fließend.

3.3.1 Sasbach (045)

3.3.1.1 Oberste Stelle und Stelle hinter der Geröllhalde (045.5, 045.4)

Der Sasbach entspringt in einem ausgedehnten Moorgebiet im Nordschwarzwald und mündet von rechts kommend in die Murg. Daher ist dieses Gewässer als typisches Hochmoorgewässer anzusehen. Am obersten Untersuchungspunkt lagen die pH-Werte meist weit unter 4,0. Im Herbst 1989 wurde sogar pH 3,2 gemessen. Im Jahre 2001 wurde im Herbst ein pH-Wert von deutlich über 4,0 gemessen.

Hier wurden 1988-1989 insgesamt 4-17 Diatomeentaxa gefunden, von denen jeweils 3 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten, bei einem Diversitätsindex von 0,7-1,1. Anschließend fließt der Bach über mehrere hundert Meter hinweg durch eine Geröllhalde, unter der er teilweise nicht mehr sichtbar, aber immer noch hörbar ist, lediglich an einigen Stellen lassen die Felsspalten einen Blick auf den tief darunter verlaufenden Bach zu. Der nächste

045.4.A	vom 29. 4.2001:	-7,270	vermoort
045.4.A	vom 26. 9.2001:	-7,870	vermoort
045.4.A	vom 5. 5.1988:	-7,970	vermoort
045.4.C	vom 5. 5.1988:	-5,940	vermoort
045.4.A	vom 4. 9.1989:	-3,920	vermoort
045.4.A-C	vom 4. 9.1989:	-7,430	vermoort
045.4.C-9	vom 4. 9.1989:	-3,120	vermoort
045.4.M	vom 4. 9.1989:	-5,720	vermoort
045.5.A	vom 29. 4.2001:	-6,470	vermoort
045.5.A	vom 25. 5.1988:	-7,880	vermoort
045.5.A	vom 4. 9.1989:	-7,510	vermoort
045.5.C-9	vom 4. 9.1989:	-5,300	vermoort
045.5.X	vom 4. 9.1989:	-4,980	vermoort
045.9.A	vom 29. 4.2001:	-7,800	vermoort
045.9.A	vom 28. 9.2001:	-7,600	vermoort

Abb. 37: Biologischer Versauerungsindex im Oberlauf des Sasbaches

Untersuchungspunkt ist die Stelle, an welcher der Bachlauf unter den Felsen wieder zutage tritt. Der pH-Wert liegt nun bei 4,0 oder nur knapp darunter. Hier waren 1988-1989 zwischen 7 und 23 Taxa nachweisbar, von denen 2-13 transsubzedent waren. Der Diversitätsindex lag nun bei 0,7-1,8.

Ergebnisse

2001 waren es oberhalb der Geröllhalde 5-18 Spezies und unterhalb 8-14. Von diesen waren 3-8 und unterhalb 2-4 transsubrezeent. Der Diversitätsindex reichte von 0,6-1,7 oberhalb, und von 0,7-0,9 unterhalb der Geröllhalde.

Im Epilithon eudominant waren 1988 und 1989 oberhalb der Geröllhalde *Eunotia paludosa* var. *paludosa* und *Eunotia paludosa* var. *trinacria*. Dominante bis rezedente Taxa gab es entweder gar keine, oder es handelte sich um *Pinnularia subcapitata*, die auf anderen Substraten auch unter den eudominanten Taxa zu finden war. Unter den rezedenten und teilweise sogar den dominanten Taxa wurde auch *Eunotia exigua* gefunden.

Unterhalb der Geröllhalde ergab sich weitgehend das gleiche Bild, wobei nun *Pinnularia subcapitata* auch auf Steinen eudominant vorkommen kann. Wesentlich häufiger als oberhalb waren nun dominante bis rezedente Taxa zu finden, neben meist eudominanten Spezies wie *Pinnularia subcapitata* traten beispielsweise *Eunotia exigua*, *Eunotia meisteri*, *Pinnularia subinterrupta* dominant bis subdominant auf. Unter den rezedenten Taxa fanden sich zumindest 1988 aber auch *Cocconeis placentula*, *Diatoma vulgare*, *Navicula gregaria* und *Achnanthes minutissima*.

Im Jahre 2001 trat oberhalb der Geröllhalde dann einmal auch *Eunotia bilunaris* eudominant auf, während unter den dominanten bis rezedenten Taxa *Eunotia meisteri*, *Eunotia tenella*, *Pinnularia rupestris* und *Pinnularia subcapitata* zu finden waren. Eudominant wurde *Pinnularia subcapitata* nun in keiner Probe gefunden.

Unterhalb der Geröllhalde fanden sich nun keine rezedenten und dominanten Taxa mehr. *Pinnularia subcapitata* und eine *Eunotia*-Art, bei der es sich evtl. um eine Form von *Eunotia denticulata* handelt, wurden subdominant nachgewiesen.

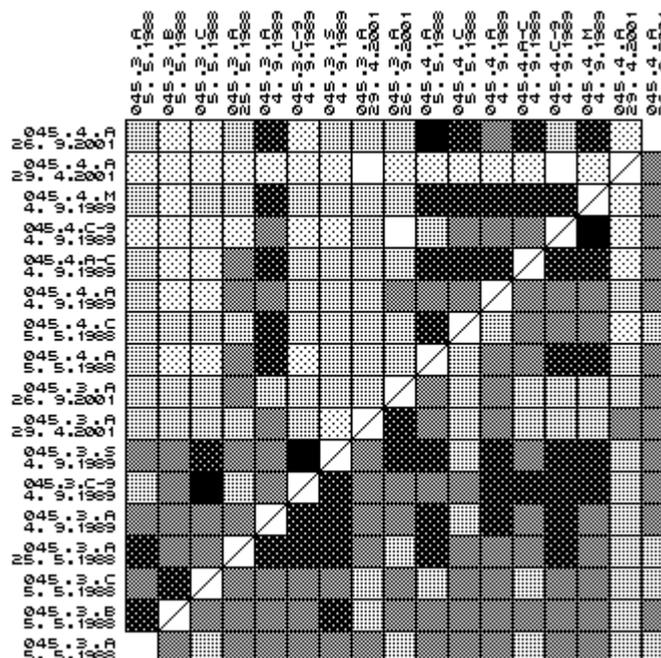


Abb. 38: Dominanzidentität und Artidentität im Oberlauf des Sasbaches

Der Biologische-Versauerungsindex nach ALLES indiziert an allen besprochenen Stellen Vermoorung. Artenzahl, Diversitätsindex, Evenness, RENBERG-pH-Wert, gemessener pH-Wert und Biologischer-Versauerungsindex weisen oberhalb der Geröllhalde positive Trends auf, jedoch sind zu wenig Daten für eine statistische Absicherung vorhanden. Unterhalb sind alle Werte nicht signifikant negativ. Die UV-Absorption bei 254 nm lag durchweg von den achtziger Jahren bis 2001 um 100 m^{-1} (eudystroph).

Meist stimmen 20-40% oder 40%-60% des Arteninventars zwischen den Proben überein, unabhängig von der Stelle, an der sie aufgesammelt wurden. Die Dominanzidentität liegt in der Regel bei 60%-80%, mitunter auch höher. Dabei fällt lediglich die Probe vom Frühjahr 2001 mit Dominanzidentitäten von durchweg unter 40% im Vergleich zu den restlichen Proben aus dem Rahmen, was an der geringeren relativen Häufigkeit von *Eunotia paludosa* var. *trinacria* und dem Auftreten von früher in dieser Dominanzstufe nicht vorhandenen, jetzt dominanten bis rezedenten Spezies liegt.

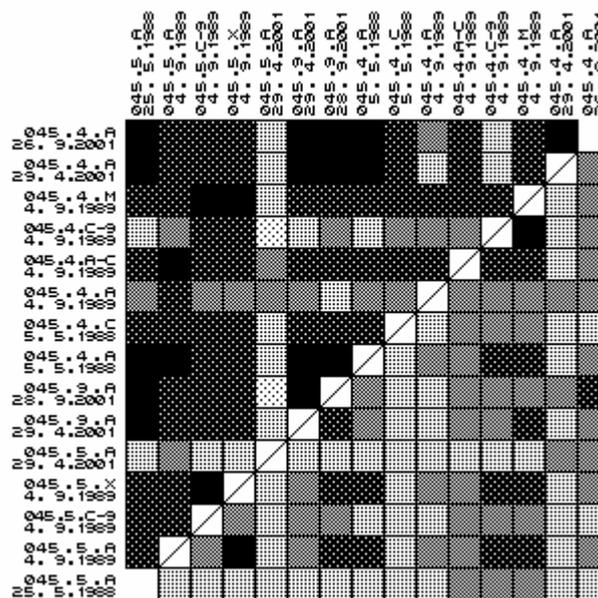


Abb. 39: Dominanzidentität und Artidentität im Sasbach Oberlauf. Vergleich zwischen der Stelle hinter der Geröllhalde und der Stelle an der Brücke.

3.3.1.2 Brücke im Wald (045.3)

Einige 100 Meter weiter unterhalb fließt der Sasbach unter einer hohen Brücke, auf der der Forstweg verläuft, hindurch. An dieser Stelle war der Sasbach noch immer eudystroph und der pH-Wert lag meist nur knapp über 4,0. Allerdings begann hier schon die Aufklärung, was sich z.B. darin zeigte, daß der Huminstoffgehalt im Vergleich zu den oberen Stellen deutlich gesunken war. Die UV-Absorption bei 254 nm lag in den achtziger Jahren nur bei 65 m^{-1} . Im Jahre 2001 war sie auf $85\text{-}100 \text{ m}^{-1}$ gestiegen. Eudominant war an dieser Stelle neben *Eunotia paludosa* var. *trinacria* auch *Eunotia meisteri*, sowie im Periphyton *Eunotia bilunaris*. Im Jahre 2001 kamen hier noch *Pinnularia irrotata* und *Eunotia tenella* hinzu. Auch *Navicula atomus* var. *atomus* (neue Bezeichnung: *Mayamaea atomus* (KÜTZING)LANGE-BERTALOT) kam hier

Ergebnisse

1988/1989 dominant bist eudominant vor. Im Jahre 2001 war dieses Taxon hier jedoch völlig verschwunden. Als weitere Beispiele dominanter bis rezedenter Taxa wären *Pinnularia viridis* var. *sudetica*, *Frustulia rhomboides* var. *saxonica* und *Pinnularia subcapitata* zu nennen.

Der Biologische-Versauerungsindex nach ALLES zeigt auch für diese Stelle, sowohl für die achtziger Jahre, als auch für 2001, Vermoorung an. Keine signifikanten Trends sind für Artenzahl, Diversitätsindex und RENBERG-pH-Wert nachzuweisen, jedoch steigt der Biologische-Versauerungsindex nach ALLES schwach signifikant, wobei „vermoort“ indiziert wird und die Evenness hoch signifikant ist.

045.3.A	vom	29. 4.2001:	-5,920	vermoort
045.3.A	vom	26. 9.2001:	-3,900	vermoort
045.3.A	vom	5. 5.1988:	-7,920	vermoort
045.3.B	vom	5. 5.1988:	-7,900	vermoort
045.3.C	vom	5. 5.1988:	-7,830	vermoort
045.3.A	vom	25. 5.1988:	-7,000	vermoort
045.3.A	vom	4. 9.1989:	-7,910	vermoort
045.3.C-9	vom	4. 9.1989:	-7,780	vermoort
045.3.S	vom	4. 9.1989:	-7,670	vermoort

Abb. 40: Biologischer Versauerungsindex am Oberlauf des Sasbaches an einer Brücke im Wald

Die Dominanzidentität zwischen den 1988/1989 gesammelten Proben liegt

in der Regel bei 40%-60%, beim Vergleich mit den aktuellen Proben jedoch nur bei 20%-40%. Auch im Vergleich mit der weiter oberhalb liegenden Beprobungsstelle ergeben sich meist Dominanzidentitäten unter 40%. Das Arteninventar stimmt bei allen zu vergleichenden Proben meist zu 40%-60%, öfter auch zu 60%-80%, überein.

3.3.1.3 Sasbach am Waldrand (045.8)

Während der Sasbach bisher in Richtung Süden geflossen ist, macht er hier eine Kehre von 90 Grad nach rechts und fließt nun in westliche Richtung auf die Murg zu. Hinter der Biegung endet schließlich der Wald und der Sasbach fließt durch ein waldfreies Tal bis zur Mündung in die Murg. Hierbei unterquert er direkt hinter der Beprobungsstelle eine niedrige Brücke. Direkt am Waldrand war er 1988/1989 bereits aufgeklart. Im Jahre 2001 hingegen ist das Wasser an dieser Stelle noch relativ stark dystroph. Die Aufklärung, die zuvor bereits an der vorherigen Stelle begann, war nun selbst hier noch nicht abgeschlossen. Während an dieser Stelle im Jahre 1988 nur 24-24 Taxa nachgewiesen wurden, von denen 8-10 transsubrezedent waren, fanden sich hier 33-40 Arten im Jahre 2001. Davon waren 10, bzw. 13 transsubrezedent. Der Diversitätsindex lag 1988/1989 bei 1,5-2,2 und 2001 in beiden Proben bei 2,2.

045.0.A	vom	29. 4.2001:	-7,790
045.0.A	vom	26. 9.2001:	-8,830
045.0.A	vom	27. 4.1987:	-6,590
045.0.B	vom	27. 4.1987:	-7,220
045.7.A	vom	29. 4.2001:	-9,030
045.7.A	vom	26. 9.2001:	-8,840
045.7.A	vom	25. 5.1988:	-8,540
045.7.A-G	vom	4. 9.1989:	-8,720
045.7.A-S	vom	4. 9.1989:	-8,960
045.8.A	vom	29. 4.2001:	-4,990
045.8.A	vom	26. 9.2001:	-6,440
045.8.A	vom	25. 5.1988:	-5,540
045.8.A-G	vom	4. 9.1989:	-7,640
045.8.A-S	vom	4. 9.1989:	-6,900

Abb. 41: Biologischer Versauerungsindex am Sasbach, an den drei Stellen außerhalb des Waldes

Der Biologische-Versauerungsindex nach ALLES lieferte für die Proben des Jahres 1988 kritische Versauerung, aber 1989 war schon einmal die Grenze zu „versauerungsgefährdet“ überschritten. Im Jahre 2001 wird die Stelle jedoch noch immer als „kritisch versauert“ ausgewiesen. Die UV-Absorption bei 254 nm lag in den achtziger Jahren bei 2-3 m⁻¹, (oligodystroph) im Jahre 2001 jedoch bei 24 m⁻¹ (mesodystroph).

Für Artenzahl, Evenness, Diversitätsindex, RENBERG-pH-Wert und Biologischer-Versauerungsindex sind derzeit zu wenig Daten für eine statistische Auswertung vorhanden.

Die Dominanzidentität zwischen den alten und neuen Proben liegt durchweg bei 40%-60%, einmal auch bei 60%-80%, was auch für den Vergleich der alten Proben untereinander gilt. Die

Eudominant war hier *Achnanthes oblongella* und teilweise auch *Achnanthes minutissima*. Daran hatte sich im Jahre 2001 nichts geändert, allerdings traten nun massiv auch *Gomphonema parvulum* und *Navicula minima* auf. Dominante Taxa waren *Achnanthes helvetica*, *Eunotia minor*, *Diatoma mesodon* und *Achnanthes lanceolata*. Diese Taxa fanden sich auch im Jahre 2001 wieder, jedoch war *Eunotia minor* nur noch subdominant vertreten, während sich nun *Gomphonema parvulum* var. *exilissimum* und *Gomphonema parvulum* var. *parvulum* unter den domianten Sippen findet. Rezident tritt nun in beiden Proben die bisher nur subrezedente bis fehlende *Achnanthes lapidosa* auf.

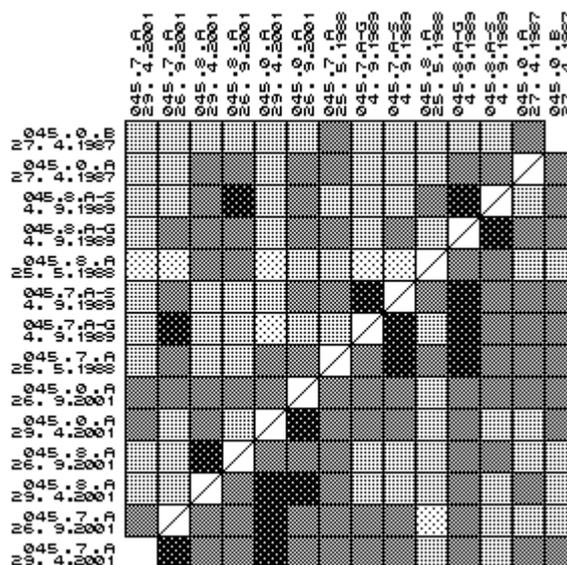


Abb. 42: Dominanzidentität und Artidentität im Sasbach, an den drei Stellen außerhalb des Waldes im Vergleich.

Ergebnisse

beiden 2001 gesammelten Proben weisen eine Dominanzidentität von 60%-80% auf. Das Arteninventar stimmt zu 40%-60% oder zu 20%-40% überein.

3.3.1.4 Brücke auf der Weide (045.0)

Wiederum einige hundert Meter weiter unterhalb unterquert der Sasbach wieder eine kleine Brücke. An dieser Stelle war der Sasbach früher vollständig aufgeklart. Die UV-Absorption bei 254 nm betrug in den achtziger Jahren 2 m^{-1} (oligodystroph), im Jahre 2001 jedoch 11 m^{-1} (mesodystroph). Im Jahre 1987 wurden hier 59-65 Arten gefunden, von denen 14-18 transsubrezedent waren. Der Diversitätsindex betrug 2,3-2,7. Im Jahre 2001 fanden sich an dieser Stelle 42-50 Spezies, von denen 13-17 transsubrezedent waren. Der Diversitätsindex lag jeweils bei ca. 2,7.

Bereits 1987 war hier *Achnanthes oblongella* an dieser Stelle im Epilithon nur noch dominant, aber nicht mehr eudominant. 2001 ist sie hier nur noch unter den rezedenten Spezies vertreten. Eudominant vertreten waren hier sowohl 1987 als auch 2001 *Achnanthes minutissima* und *Diatoma mesodon*. Auffällig ist weiterhin das subdominante Auftreten von *Achnanthes bioreti*, die 1987 nur unter den subrezedenten Taxa zu finden war. Das Arteninventar setzt sich hauptsächlich aus versauerungssensiblen und versauerungsflihenden Arten zusammen, Versauerungszeiger sind hier ausgesprochen selten (meist unter 5%) .

1987 wurde „kritische Versauerung“ und „Versauerungsgefährdung“ indiziert, während im Jahre 2001 beide Werte höher waren als die für 1987 ermittelten und jeweils nur „Versauerungsgefährdung“ indizieren. Für eine statistische Auswertung eventueller Veränderungen von Artenzahl, Diversitätsindex, Evenness, Renberg-pH-Wert und Biologischer-Versauerungsindex liegen noch nicht genügend Daten vor.

Die Dominanzidentität beträgt beim Vergleich der alten und der neuen Proben untereinander jeweils 40%-60%, aber beim Vergleich zwischen alten und neuen Proben meist nur 20%-40%. Die Übereinstimmung des Arteninventars liegt jeweils im gleichen Bereich, jedoch ergeben sich beim Vergleich der beiden neuen Proben miteinander sogar 60%-80% Übereinstimmung.

3.3.1.5 Mündungsbereich (045.7)

In der Nähe der Mündung des Sasbaches, ca. 100-200 Meter vor seiner Mündung in die Murg, befindet sich die letzte Aufsammlungsstelle. Hier kann der Sasbach nicht mehr als unbelastet

gelten, da im unteren Bereich das Bachtal recht intensiv zur Weidewirtschaft genutzt wird, auch wenn es bis zu dieser Stelle allenfalls hölzerne Hütten für Heu, jedoch keine menschliche Ansiedlung in der Nähe des Gewässers gegeben gibt. Die in der Nähe dieser untersten Stelle vorhandenen, einzelnen Gehöfte leiten ihre Abwässer erst unterhalb davon ein, da sie noch etwas tiefer liegen. Es ist also nur mit eutrophierenden Einflüssen durch Düngung der Wiese zu rechnen.

Im Jahre 1988 fanden sich hier 33-40 Taxa, von denen 8-16 transsubrezedent waren. Der Diversitätsindex schwankte zwischen 2,0 und 2,7. Im Jahre 2001 fanden sich hier 34-46 Arten, von denen 12-14 transrezedent vorkamen, bei einem Diversitätsindex von 2,3-2,4.

Als eudominante traten 1988 *Diatoma mesodon* und *Achnanthes minutissima* auf. Dominant waren *Gomphonema parvulum*, *Navicula minima* und *Achnanthes lanceolata*. Im Herbst 1989 war *Navicula minima* eudominant und *Cocconeis placentula* dominant bis eudominant. Unter den dominanten Taxa fanden sich wiederum *Achnanthes minutissima* und *Achnanthes lanceolata*, sowie *Cymbella silesiaca*. Subdominant bis rezedent traten hier 1988/1989 *Achnanthes oblongella*, *Achnanthes daonensis*, *Achnanthes subatomoides*, *Achnanthes bioreti*, *Fragilaria pinnata*, *Cymbella sinuata* und *Navicula exilis* auf.

Im Frühjahr 2001 war *Achnanthes lanceolata* eudominant und im Herbst *Cocconeis placentula* wie bereits 1989, außerdem noch *Achnanthes minutissima*. Ansonsten waren *Achnanthes lanceolata*, *Achnanthes minutissima*, *Cocconeis placentula* und *Navicula minima* zumindest dominant bis subdominant. *Achnanthes daonensis* und *Achnanthes subatomoides* waren im Frühjahr sogar dominant und im Herbst, wie schon in den achtziger Jahren, unter den subdominanten bis rezedenten Taxa vertreten. Daneben findet man nun aber in dieser Dominanzklasse nun auch *Achnanthes biasolettiana* var. *subatomus*, *Cymbella sinuata* und *Achnanthes bioreti*. Die zuvor schon subrezedent nachgewiesene *Navicula atomus* var. *permitis* (neuerdings unter *Mayamaea atomus* var. *permitis* geführt) taucht nun im Frühjahr subdominant auf.

Der Biologische-Versauerungsindex weist die Stelle weiterhin als „versauerungsgefährdet“ aus, jedoch mit einer Tendenz zu noch negativeren Werten zwischen -8 und -9. Für eine statistische Auswertung der Trends von Artenzahl, Diversitätsindex, Evenness, RENBERG-pH-Wert und Biologischer-Versauerungsindex liegen zu wenige Daten vor. Die UV-Absorption bei 254 nm lag in den achtziger Jahren bei 2 m^{-1} (oligodystroph) und 2001 bei 8 m^{-1} (mesodystroph).

Ergebnisse

Vergleicht man die Zönosen, die sich auf den 1989 gesammelten Granitproben herausgebildet hatten, mit denjenigen der Sandsteinproben, so ergibt sich eine Dominanzidentität von 60%-80%. Das 1988 gesammelte Material zeigt eine Dominanzidentität von 40%-60%, bzw. von 20%-40% mit dem Material von 1989. Die beiden 2001 gesammelten Proben zeigen untereinander ebenfalls eine Dominanzidentität von 40%-60%. Alle Proben vom Frühjahr 2001 weisen mit den 1988/1989 gesammelten eine Dominanzidentität von 20%-40% auf. Die Herbstprobe von 2001 zeigt jedoch mit allen diesen Proben eine Dominanzidentität über 40%, wobei die Granitprobe von 1989 mit dieser sogar 60%-80% Dominanzidentität aufweist.

Das Arteninventar stimmt bei den 2001 gesammelten Proben zu 60%-80% überein. In 2 von 3 Fällen ist dies auch beim Vergleich des 1988/1989 gesammelten Materials festzustellen. Beim Vergleich der alten mit den neuen Proben ergeben sich jeweils 40%-60% Übereinstimmung.

3.3.2 Brotenaubach (044)

Der Brotenaubach ist gemeinsam mit dem bereits besprochenen Dürreychbach einer der beiden Quellbäche der Eyach. Der Chemismus des aus Westen in Richtung Osten fließenden, dystrophen Baches wird zumindest im Oberlauf wesentlich von dem moorigen Einzugsgebiet (Misse) beeinflusst. Er wird aber auch von den Auswirkungen der anthropogenen Versauerung infolge des „Sauren Regens“ beeinträchtigt. Das liegt darin begründet, daß der Säureeintrag nun einmal flächendeckend war und es im Einzugsgebiet auch anthropogen versauerte Seitengewässer gibt. Deshalb kommt es im Verlauf der Fließstrecke zur Aufklärung. Diese bewirkt eine Verdrängung der typischen Vermoorungszeiger durch Arten, die eine anthropogene Versauerung indizieren. Es münden jedoch auch aus einem südlich des Brotenaubachtales gelegenen Missengebiet weitere Wasseradern in den Brotenaubach, hauptsächlich das mit 1-2 Meter schon recht breite Rotwasser. Dieses ist im Bereich der Mündung in den Brotenaubach noch weit stärker dystroph ist als der Brotenaubach selber. Der Brotenaubach wird zwar hier als Beispiel für ein Moorgewässer aufgeführt, jedoch gibt es auch fließende Übergänge zwischen anthropogen versauert und vermoort. Die anthropogene Versauerungskomponente rückt im Zuge der Aufklärung im Verlauf der Fließstrecke immer mehr in den Vordergrund. Man könnte den Brotenaubach als Beispiel eines anthropogen versauerten Moorgewässers bezeichnen.

3.3.2.1 Oberlauf (044.0)

Der Oberlauf ist noch eudystroph im Sinne der Definition nach ALLES (1998, 1999) und stelle ein relativ typisches Moorgewässer dar, da die Komponente „anthropogene Versauerung“ sich erst weiter unterhalb auszuwirken beginnt. Im Jahre 1986 wurden hier 30-31 Kieselalgen-Arten gefunden, von denen 10-11 transsubrezedent vorkamen. In den Jahren 1987-1989 waren dann nur 14-22 unterscheidbare Formen nachweisbar, 5-11 transrezedent. Im Jahre 2001 schließlich wurden 18-20 Taxa gefunden, von denen 7-12 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. 1986 reichte der Diversitätsindex von 1,9-2,2, 1987-1989 von 1,1-2,1 und im Jahre 2001 von 1,9-2,1.

1986-1989 war *Eunotia paludosa* immer eudominant, mitunter auch gemeinsam mit *Surirella terricola*, *Eunotia meisteri*, *Eunotia exigua* oder *Frustulia rhomboides* var. *saxonica*. Meist trat *Eunotia paludosa* als var. *paludosa*, seltener auch als var. *trinacria* auf. In gallertigen Algenlagern hingegen war im Herbst 1987 *Pinnularia subcapitata* gemeinsam mit *Eunotia bilunaris* eudominant, während *Eunotia paludosa* nur dominant auftrat. Häufiger dominant waren hauptsächlich *Pinnularia irrorata*, *Pinnularia subcapitata* und *Frustulia rhomboides* var. *saxonica*, teilweise aber auch schon *Eunotia exigua* oder *Eunotia subarcuatoides*. *Eunotia rhomboides* und *Eunotia bilunaris* fanden sich häufiger unter den subdominanten bis rezedenten Taxa – sowie auch

Im Jahre 2001 hat sich am grundlegenden Erscheinungsbild der Zönose nichts geändert. Noch immer war *Eunotia paludosa* eudominant, mitunter gemeinsam mit *Eunotia rhomboidea* oder *Pinnularia irrorata*. In einem Falle war sie in

dieser Rolle von *Frustulia rhomboides* var. *crassinervia* abgelöst, und nur unter den dominanten Formen vertreten. Als weitere, zumindest gelegentlich rezedente und mitunter auch dominante, Taxa traten weiterhin *Eunotia meisteri*, *Eunotia bilunaris*, *Eunotia rhomboidea*, *Frustulia rhomboides* var. *crassinervia*, *Pinnularia subcapitata* und *Pinnularia irrorata* auf. *Eunotia exigua* wurde nur noch subrezedent gefunden.

044.0.A	vom 7. 4.2001:	-7,130	vermoort
044.0.B	vom 7. 4.2001:	-6,220	vermoort
044.0.A	vom 2.10.2001:	-4,040	vermoort
044.0.S	vom 2.10.2001:	-6,580	vermoort
044.0.A	vom 30.10.1986:	-5,520	vermoort
044.0.C	vom 30.10.1986:	-6,810	
044.0.A	vom 24. 4.1987:	-5,710	vermoort
044.0.A	vom 29.10.1987:	-6,880	vermoort
044.0.B-6	vom 29.10.1987:	-5,310	vermoort
044.0.C-9	vom 29.10.1987:	-4,500	vermoort
044.0.C	vom 0. 5.1988:	-7,640	vermoort
044.0.A	vom 24. 5.1988:	-6,920	vermoort
044.0.C-9	vom 18. 7.1989:	-6,450	vermoort

Abb. 43: Brotenaubach Oberlauf:

Biologischer Versauerungsindex

Ergebnisse

Nur die Evenness korreliert positiv mit der Zeit. Artenzahl, Diversitätsindex, RENBERG-pH-Wert und Biologischer-Versauerungsindex korrelieren negativ. Alle diese Korrelation sind aber nicht statistisch signifikant. Der Biologische-Versauerungsindex indiziert nur einmal „kritisch versauert“ und ansonsten immer „vermoort“. Die UV-Absorption bei 254 nm verändert sich nicht signifikant und liegt ca. bei 100 m^{-1} .

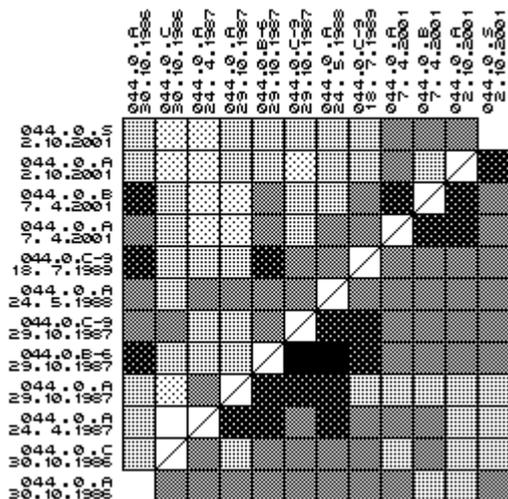


Abb. 44: Brotenaubach
Dominanzidentität und Artidentität

Die Dominanzidentitäten sind hier meist niedrig und stark schwankend. Dominanzidentitäten über 40% ergeben sich eigentlich nur beim Vergleich der 2001 gesammelten Proben, aber auch beim Vergleich der Proben von Herbst 1986 mit den Proben vom Frühjahr 2001.

Das Arteninventar stimmt meist zu 40%-60% überein. Geringere Übereinstimmungen finden sich lediglich beim Vergleich der Proben des Jahres 2001 mit einigen Proben der Jahre 1986-1987. Höhere Übereinstimmungen kommen vor beim Vergleich einiger im Jahre 2001 gesammelten Proben untereinander und beim Vergleich einiger 1987-1989 gesammelter Proben.

3.3.2.2 Brunnen am Brotenaubach (043)

In unmittelbarer Nähe dieser Stelle des Brotenaubaches befindet sich ein Brunnen, dessen Wasser ebenfalls pH-Werte zwischen 4 und 5 aufweist. Es unterscheidet sich aber vom eudystrophen Bachwasser dadurch, daß das Wasser des Brunnens nicht dystroph ist. Interessant daran ist, daß damit der niedrige pH-Wert im Brunnen durch anthropogene Versauerung bedingt sein dürfte. Dies ist aufgrund des Chemischen-Versauerungsindex nach SCHOEN auch der Fall und wird durch den Biologischen-Versauerungsindex nach ALLES bestätigt. Es wird akute Versauerung indiziert. Der niedrige pH-Wert des Hauptbaches hingegen ist auf den Einfluß einer Vermoorung im Quellgebiet zurückzuführen. Damit wäre ein direkter Vergleich anthropogen versauerten und natürlich sauren Wassers in unmittelbarer räumlicher Nachbarschaft möglich.

1986-1989 wurden hier 4-16 Arten nachgewiesen, von denen nur 2-4 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. Im Jahre 2001 wurden 5-11 Taxa gefunden, von denen jeweils 3 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. Der Diversitätsindex reichte in den achtziger Jahren von 0,14 bis 0,8 und im Jahre 2001 von 0,17 bis 0,7.

Die Artenzusammensetzung unterscheidet sich im Brunnen grundsätzlich von derjenigen im Bach, denn hier dominieren auch unübersehbar die Formen anthropogen versauerter Bäche. Alleinige eudominante Art war 1986-1987 und 2001 in allen Proben *Eunotia subarcuatoides*. 1988-1989 trat teilweise *Achnanthes marginulata* (die hier vorkommende, kleinwüchsige Sippe wird neuerdings als eigenständige Art unter *Achnanthes acidoclinata* LANGE-BERTALOT geführt) zusätzlich zu *Eunotia subarcuatoides* eudominant auf. Soweit dominante Arten vorkamen, handelte es sich hierbei um *Eunotia exigua* oder *Achnanthes acidoclinata* andernfalls waren die genannten Taxa subdominant bis rezedent. Im Jahre 2001 war *Eunotia exigua* aus der Liste der dominanten bis rezedenten Spezies verschwunden, dafür trat jedoch

043.0.B-6	vom	7. 4.2001:	+4,910
043.0.C	vom	7. 4.2001:	+3,940
043.0.A	vom	2.10.2001:	+4,840
043.0.C	vom	2.10.2001:	+4,290
043.0.X	vom	30.10.1986:	+4,620
043.0.B	vom	24. 4.1987:	+4,800
043.0.C	vom	24. 4.1987:	+4,710
043.0.B-6	vom	29.10.1987:	+4,900
043.0.C-2	vom	29.10.1987:	+4,340
043.0.A	vom	24. 5.1988:	+3,990
043.0.A	vom	18. 7.1989:	+3,580
043.0.B-6	vom	18. 7.1989:	+4,430
043.0.C-2	vom	18. 7.1989:	+4,690
043.1.X	vom	18. 7.1989:	+3,600

Abb. 45: Brunnen am Brotenaubach: Biologischer Versauerungsindex

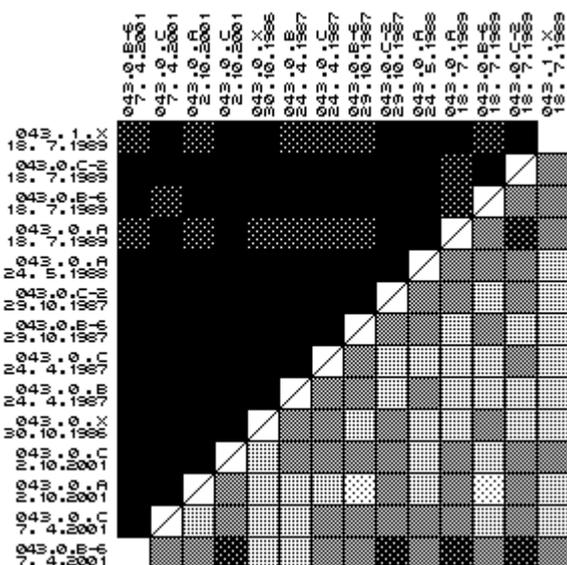


Abb. 46: Brunnen am Brotenaubach: Dominanzidentität und Artidentität

nun erstmals *Cymbella aequalis* subdominant bis rezedent auf. Diese Art fand sich nur einmal 1987 und einmal 1989 unter den subrezedenten Arten. Die im eigentlichen Bach nebenan meist eudominante *Eunotia paludosa* findet sich hier statt dessen allenfalls in einzelnen Proben subrezedent. Weitere subrezedente Arten waren in den achtziger Jahren unter anderem *Achnanthes lanceolata*, *Achnanthes minutissima*, *Eunotia bilunaris*, *Eunotia bilunaris* var. *mucophila*, *Eunotia glacialis*, *Navicula contenta*, *Navicula gallica* var. *perpusilla*, *Navicula krasskei*, *Navicula mediocris* (*Chamaepinnularia mediocris*), *Navicula pseudarvensis* und *Neidium*

Ergebnisse

alpinum. Im Jahre 2001 wurden *Achnanthes lanceolata* (*Planothidium lanceolatum*), *Achnanthes minutissima*, *Anomoeoneis brachysira* (*Brachysira brebissoni*), *Diatoma mesodon*, *Navicula gallica* var. *perpusilla* (*Diadesmis gallica* var. *perpusilla*), *Pinnularia subcapitata* und *Surirella roba* subrezedent hier im Brunnen gefunden.

Evenness, Diversitätsindex und RENBERG-pH-Wert steigen zwar, jedoch nicht signifikant. Der Biologische-Versauerungsindex ergibt zwar einen negativen Trend, der aber ebenfalls nicht statistisch gesichert ist. Lediglich ein Sinken der Artenzahl erweist sich als schwach signifikant.

Die Dominanzidentität liegt meist über 80% und ansonsten stets bei 60%-80%. Das Arteninventar stimmt meist zu 40%-60% oder zu 20%-60% überein. In beiden Fällen ist ein Unterschied zwischen den Proben der achtziger Jahre und den Proben des Jahres 2001 nicht erkennbar.

3.3.2.3 An der Rotwassermündung (044.5)

Kurz vor der Mündung des Rotwassers wurden 1987-1988 im Brotenaubach selbst 12-23 Taxa gefunden, von denen 5-10 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. In der einzelnen, im Herbst 2001 gesammelten, Probe befanden sich 22 Arten, von denen 11 transrezedent waren. Der Diversitätsindex reichte in den achtziger Jahre von 1,0-1,5. Im Jahre 2001 betrug er 1,9.

044.5.A	vom 2.10.2001:	-2,290
044.5.A	vom 29.10.1987:	+2,870
044.5.B	vom 29.10.1987:	+3,800
044.5.A	vom 24. 5.1988:	+2,610
044.5.C-1	vom 4. 5.1989:	-9,390

Abb. 47: Brotenaubach an der Rotwassermündung: Biologischer Versauerungsindex

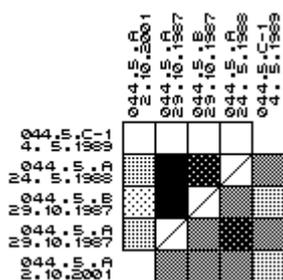


Abb. 48: Brotenaubach an der Mündung des Rotwassers: Dominanzidentität und Artidentität

Eudominant war in den achtziger Jahren *Eunotia subarcatoides*, im Jahr 1988 gemeinsam mit *Achnanthes helvetica*. Dominant bis subdominant waren weiterhin *Eunotia exigua*, *Pinnularia subcapitata* und *Achnanthes oblongella*. In einem Blaualgenlager hingegen waren *Achnanthes minutissima* und *Fragilaria capucina* var. *gracilis* eudominant, während *Eunotia subarcatoides* dort nur rezedent vertreten war.

Im Jahre 2001 hatte sich diese Situation grundlegend geändert, da nun die gegenüber anthropogener Versauerung empfindlichere *Achnanthes oblongella* gemeinsam mit *Fragilaria capucina* var. *rumpens* eudominant gefunden wurde. Dominant waren jetzt neben *Achnanthes helvetica* noch *Fragilaria virescens* und *Diatoma*

mesodon. Der sehr versauerungstolerante *Eunotia subarcuatoidea* war nun nur noch subdominant vertreten.

Eine statistische Auswertung wäre an dieser Stelle wegen der wenigen vorhandenen Proben nicht sinnvoll. Die Tabelle zeigt jedoch für das Jahr 2001 nur „kritische“ Versauerung an, während für 1987-1988 stets „akute“ Versauerung indiziert wurde. Die Kieselalgen-Gemeinschaft innerhalb der Blaualgenlager ergibt nur „Versauerungsgefährdung“. Die UV-Absorption bei 254 nm lag in den achtziger Jahren bei 4 m⁻¹ (oligodystroph) und im Jahre 2001 bei 11 m⁻¹ (mesodystroph).

Die Dominanzidentität zwischen der Algengemeinschaft innerhalb des Cyanophyceen-Lagers und den übrigen Zönosen dieses Fundortes unterschreitet 10%. Die übrigen 1987-1988 gesammelten Proben weisen Dominanzidentitäten über 60%, bzw. sogar über 80% auf. Dagegen liegt die Dominanzidentität der 2001 gesammelten Probe mit den restlichen bei 20%-40%. Das Arteninventar aller Proben stimmt jedoch zu 40%-60% überein, lediglich die Artenzusammensetzung in der Blaualgenproben zeigt mit teilweise nur 20%-40% geringere Übereinstimmungen mit jener in den übrigen Proben.

3.3.2.3 Rotwasser (076)

Das Rotwasser ist an seiner Mündung (076.0) in den Brotenaubach noch nicht so stark aufgeklärt wie der Brotenaubach selbst, wenn auch nicht mehr so stark dystroph als bachaufwärts. Die Artenzahl reichte 1987-1988 von 17-28, wobei 7-13 der Taxa transsubzedent waren. Der Diversitätsindex reichte von 1,8-2,2. Die im Jahre 2001 gesammelte Probe enthielt 15 Arten, von denen 11 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten, bei einem

Diversitätsindex von 2,1.

Bachaufwärts von der Mündung ist das Rotwasser sehr stark dystroph. 1988 wurden hier 13 Arten gefunden, von denen 4 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. Der Diversitätsindex

lag bei 0,5. Im Jahre 2001 wurden 14 Arten gefunden, wobei 6 transzedent waren, bei einem Diversitätsindex von 1,4.

076.0.A	vom 2.10.2001:	-2,780	vermoort
076.0.A	vom 29.10.1987:	-1,750	vermoort
076.0.B	vom 29.10.1987:	-3,860	vermoort
076.0.A	vom 24. 5.1988:	-5,680	vermoort
076.1.A	vom 24. 5.1988:	-7,680	vermoort
076.2.A	vom 2.10.2001:	-7,420	vermoort
076.2.A	vom 24. 5.1988:	-7,860	vermoort

Abb. 49: Rotwasser: Biologischer Versauerungsindex

Ergebnisse

Im Mündungsbereich des Rotwassers regelmäßig eudominant oder zumindest dominant (in Moosen) war *Eunotia paludosa*. Weiterhin kamen *Eunotia exigua*, *Eunotia meisteri*, *Eunotia rhomboidea* und *Frustulia rhomboides* (var. *saxonica* oder var. *crassinervia*?) dominant bis eudominant vor. *Navicula soeherensis* trat dominant bis rezedent auf. Im Jahre 2001 war *Frustulia rhomboides* var. *crassinervia* und *Navicula soehrensi* eudominant und *Pinnularia irrorata*, *Eunotia paludosa* und *Eunotia rhomboides* dominant. *Eunotia exigua* war 2001 von dieser Stelle völlig verschwunden.

Im Oberlauf des Rotwassers (076.2) war in den beiden Untersuchungsjahren 1988 und 2001 *Eunotia paludosa* die einzige eudominante Art. Dies gilt im Jahre 2001 sowohl für var. *paludosa*, als auch für var. *trinacria*, während 1988 die Nominantvarietät stark überwog. Im Jahre 1988 war *Eunotia exigua* hier nicht nachzuweisen. In diesem Jahr gab es keine dominanten Taxa und im Jahre 2001 war *Pinnularia irrorata* eudominant. Während im Jahre 1988 *Pinnularia subcapitata* und *Pinnularia viridis* var. *sudetica* subdominant bis rezedent vorkamen, traten 2001 subdominant nur *Frustulia rhomboides* var. *crassinervia* und *Eunotia meisteri* auf. *Eunotia exigua* war rezedent.

Der Biologische-Versauerungsindex indiziert Vermoorung und keine anthropogene Versauerung. Zumindest im Mündungsbereich ist im Jahre 2001 der Biologische-Versauerungsindex deutlich stärker negativ, d.h. die Versauerung nimmt ab. Dies relativiert sich aufgrund der Tatsache, daß Vermoorung angezeigt wird. Im Oberlauf lag die UV-Absorption bei 254 nm um die 100 m⁻¹, und zwar sowohl in den achtziger Jahren, als auch im Jahre 2001. Zwischen 1987 und 1988 stieg die UV-Absorption von 8 m⁻¹ auf 25 m⁻¹ was beides im mesodystrophen Bereich liegt. Im Jahre 2001 hatte sich die UV-Absorption auf 75 m⁻¹ erhöht (eudystroph). Der pH-Wert nahm im Mündungsbereich von ca. 4 auf 5,6 zu, im Oberlauf bleibt er im Bereich um pH 4,0.

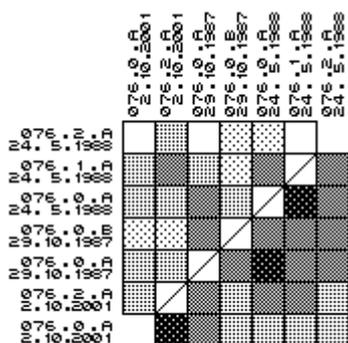


Abb. 50: Rotwasser:
Dominanzidentität und
Artidentität

Jahre. Beim Vergleich mit der Probe vom Herbst 2001 für das gleiche Substrat nur noch 20%-

40% ermittelt. 2001 stimmte das Arteninventar vom Oberlauf und von der Mündung zu 60%-80% überein, während in den achtziger Jahren nur maximal 40%-60% erreicht wurden.

3.3.2.4 Unterlauf des Brotenaubaches (044.8)

Der Brotenaubach vereinigt sich weiter unterhalb mit dem Dürreychbach zur Eyach. Wenige 100 Meter vor der Vereinigung befindet sich eine weitere Probestelle.

1987-1988 wurden hier 17-27 Arten gefunden, von denen 6-10 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. Im Jahre 2001 waren es, bei 4 untersuchten Proben, 24-25 Arten, von denen 11-13 transsubrezent waren. In den achtziger Jahren reichte der Diversitätsindex von 1,3-1,9, im Jahre 2001 von 1,8-2,0.

1987 waren die Versauerungszeiger *Eunotia subarquatoides*, *Eunotia exigua* und *Achnanthes helvetica* im Frühjahr (der Jahreszeit der Schneeschmelze) eudominant, im Herbst *Eunotia subarquatoides* und die vergleichsweise versauerungsempfindliche *Achnanthes oblongella*. In Moosen gemeinsam mit *Eunotia subarquatoides* auftretende, eudominante Vorkommen von *Eunotia minor* und *Diatoma*

044.8.A	vom	7. 4. 2001:	-3,040
044.8.B	vom	7. 4. 2001:	-1,240
044.8.A	vom	2. 10. 2001:	-4,680
044.8.B	vom	2. 10. 2001:	-1,840
044.8.Q	vom	19. 5. 1987:	+3,760
044.8.A	vom	29. 10. 1987:	-1,860
044.8.B-1	vom	29. 10. 1987:	-3,290
044.8.B	vom	24. 5. 1988:	-3,140

Abb. 51: Brotenaubach Unterlauf: Biologischer Versauerungsindex

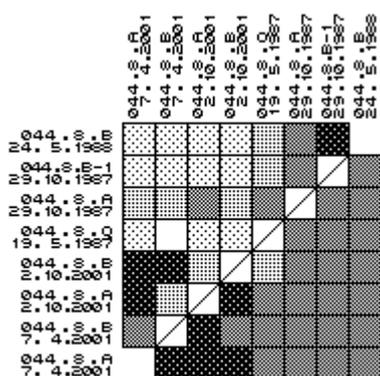


Abb. 52: Unterlauf des Brotenaubaches: Dominanzidentität und Artidentität

mesodon gehen mit den im Verlauf der Fließstecke gestiegenen pH-Werten einher. Teilweise dominant war *Surirella roba*, teilweise subdominant *Pinnularia subcapitata*. *Achnanthes oblongella* kam eher rezident als eudominant vor.

Im Jahre 2001 waren alle drei Versauerungszeiger nicht mehr unter den eudominanten Taxa zu finden. Eudominant auf Steinen war nun nur noch *Achnanthes oblongella*, im Frühjahr gemeinsam mit *Fragilaria capucina* var. *rumpens*. In Moosen waren vor allem *Diatoma mesodon* und *Fragilaria capucina* var. *rumpens* eudominant. Rezident bis dominant finden sich nun *Achnanthes subatomoides*, *Achnanthes minutissima* und *Achnanthes*

Ergebnisse

helvetica. *Eunotia subarcuatoidea* ist nur noch rezedent bis subdominant vertreten und *Eunotia exigua* nur noch rezedent.

Im Herbst 1987 war dieser Abschnitt nicht akut versauert, wohl aber im Frühjahr 1987. Für das Jahr 2001 wurden ausschließlich negative Werte >-7 errechnet (kritisch versauert). Besonders für das Epilithon ergeben sich nun höhere Werte, dagegen sind sie innerhalb von Moosen inzwischen eher niedriger als auf Steinen, was 1987 umgekehrt war. Die UV-Absorption bei 254 nm war zwar 1987 mit 16 m^{-1} höher, aber 1988 mit nur 5 m^{-1} nur halb so hoch als 2001, denn in diesem Jahr wurden $8-10 \text{ m}^{-1}$ gemessen.

Artenzahl, Evenness, Diversitätsindex und RENBERG-pH-Wert weisen steigende Tendenz auf, der Biologische-Versauerungsindex sinkende. Auch wenn diese Ergebnisse vollkommen den Prognosen entsprechen, sind sich statistisch nicht signifikant, was an der relativ geringen Anzahl von Proben liegt.

Die Dominanzidentität zwischen den Proben von 1987 und 2001 liegt unter 20%, während sich beim Vergleich der 2001 gesammelten Proben meist Dominanzidentitäten von 60%-80% ergeben. Die Dominanzidentität der Proben von 1987 untereinander ist immer größer als 20%, wobei die Spanne von 40%-60% am häufigsten auftritt. Das Arteninventar stimmt immer zum mindestens 40%-60% überein, beim Vergleich der Proben des Jahres 2001 untereinander ergeben sich fast immer sogar 60%-80%.

3.3.3 Rombach (029)

Der Rombach mündet südlich von Enzklösterle in die Große-Enz. Er ist ein weiteres Beispiel für ein sehr huminstoffreiches Fließgewässer, welches ein Moor entwässert. Auch er tendierte in den achtziger Jahren in seinem Unterlauf in Richtung „Aufklärung“, schon allein deshalb, weil er unter anderem im Verlauf der Fließstrecke von anthropogen versauerten Zuflüssen gespeist wurde.

3.3.3.1 Oberlauf (029.0)

Der Oberlauf ist ein noch völlig dystrophes Moorgewässer, dessen pH-Wert sicher nicht in erster Linie durch den Eintrag von Luftschadstoffen verursacht ist. Besser gesagt, wird ein eventuell vorhandener Eintrag versauernder Agentien durch den nach wie vor vorhandenen

Huminstoffgehalt kompensiert. Das Puffersystem ist also noch intakt und die Diatomeenflora ist typisch für Moorausflüsse.

1988 wurden hier 10-12 Taxa nachgewiesen, von denen 7-9 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. Im Jahre 2001 war die Artenzahl auf 13-22 angewachsen, von denen 6-9 transzedent vorkamen. Der Diversitätsindex reichte in den achtziger Jahren von 1,3-2,0 und im Jahre 2001 von 1,7-2,1.

1988/1989 waren *Eunotia meisteri* und *Pinnularia irrorata* im Epilithon immer und im Periphyton meistens edominant. Außerdem eudominant trat in Algenlagern meist *Frustulia rhomboides* var. *saxonica* auf, im Epilithon stattdessen *Eunotia paludosa*. Dominant bis eudominant fand sich innerhalb von Algenlagern außerdem *Eunotia bilunaris*, während *Pinnularia subcapitata* hier subdominant vorkam. Auf Steinen wurde statt dessen *Frustulia rhomboidea* var. *saxonica* subdominant gefunden. Rezedent trat teilweise auch *Eunotia exigua* auf.

Im Jahre 2001 trat noch immer *Eunotia meisteri* in allen Proben eudominant auf. *Pinnularia irrorata* war nun im Herbst nur noch dominant, während sich *Eunotia paludosa* nun auch in Algenwatten unter den eudominanten Taxa fand. Die zuvor nur in Algenlagern eudominant auftretende *Frustulia rhomboides* var. *crassinervia* war im Herbst 2001 auch im Epilithon eudominant. *Eunotia bilunaris* kam in Algenwatten weiterhin dominant vor.

029.0.A	vom 31. 3.2001:	-4,940	vermoort
029.0.A	vom 11.10.2001:	-7,700	vermoort
029.0.C	vom 11.10.2001:	-6,110	vermoort
029.0.A	vom 25. 5.1988:	-7,670	vermoort
029.0.C	vom 25. 5.1988:	-7,510	vermoort
029.0.A	vom 11.11.1988:	-7,750	vermoort
029.0.C	vom 11.11.1988:	-7,610	vermoort
029.0.A	vom 3. 2.1989:	-7,670	vermoort
029.0.A	vom 19. 3.1989:	-7,430	vermoort
029.0.C-1	vom 19. 3.1989:	-6,920	vermoort

Abb. 53: Rombach, Oberlauf:
Biologischer Versauerungsindex

Artenzahl, Diversitätsindex, Biologischer-Versauerungsindex und RENBERG-pH-Wert weisen steigende Trends auf, aber nur für die Artenzahl ist dieser Trend signifikant.

Der Biologische-Versauerungsindex nach ALLES zeigt für alle Proben Vermoorung an. Für die UV-Absorption bei 254 nm ergibt sich ein nicht signifikanter negativer Trend, die Werte liegen nach wie vor über 80 m⁻¹.

Beim Vergleich der Proben von 1988 und 1989 werden meist Dominanzidentitäten von 60%-80% ermittelt. Auch beim Vergleich der drei 2001 gesammelten Proben ergibt sich zweimal

Ergebnisse

eine Dominanzidentität von 60%-80% und einmal eine von 40%-60%. Der Vergleich der Proben von 2001 mit denjenigen aus den achtziger Jahren ergibt meist 40%-60%, teilweise auch nur 20%-40%. Das Arteninventar stimmte in den achtziger Jahren meist zu 60%-80% überein, manchmal sogar zu über 80%. Im Jahre 2001 gab es Übereinstimmungen von 60%-80% und von 40%-60%.

3.3.3.2 Mittellauf (029.5)

Auch der Rombach klart im Verlauf der Fließstrecke auf, wobei dann der Einfluß des Eintrages von Luftschadstoffen zutage tritt.

1988-1989 wurden an dieser Stelle 15-19 Arten nachgewiesen, von denen 8-11 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten. Im Jahre 2001 war die Artenzahl deutlich auf 25-28 angewachsen, wobei jetzt 12-18 eine relative Häufigkeit von 1% überschritten.. In den achtziger Jahren ergaben sich Diversitätsindices von 1,8-1,9. Im Jahre 2001 überschritt er mit 2,3-2,5 alle bisher ermittelten Werte.

1988-1989 waren stets *Eunotia subarcuatoides* und *Eunotia exigua* eudominant, zusätzlich manchmal auch weitere, wie einmal *Eunotia rhomboidea* und, regelmäßig in dem Lebermoos *Scapania*, *Pinnularia subcapitata*. Ansonsten war *Eunotia rhomboidea* meistens dominant. *Achnanthes helvetica* und *Fragilaria virescens* kamen rezedent bis subdominant vor. Als bemerkenswerte subrezedente Art ist *Eunotia sudetica* zu erwähnen.

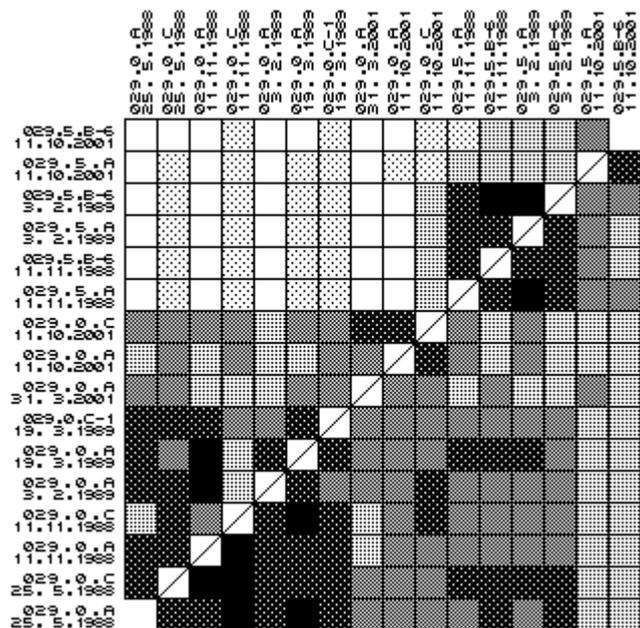


Abb. 54: Dominanzidentität und Artidentität im Rombach Oberlauf (029.0) und Mittellauf (029.5).

Im Jahre 2001 wurden gravierende Veränderungen erkennbar, denn nun war *Achnanthes helvetica* auf Steinen eudominant und *Fragilaria virescens* gemeinsam mit *Pinnularia subcapitata* in *Scapania*. *Eunotia subarcuatoides* ist nun nur noch subdominant und *Eunotia exigua* nur noch rezedent. Gleichzeitig aber wird die vorher gar nicht nachweisbare *Eunotia*

minor dominant, ebenso wie *Achnanthes oblongella*, *Fragilaria vierescens* und *Eunotia incisa*. Unter den subdominanten Taxa findet sich nun *Achnanthes subatomoides* und *Eunotia bilunaris*. Die an anderen Gewässern im Schwarzwald massiv zurückgehende *Eunotia sudetica* ist hier weiterhin unter den subrezedenten, in *Scapania* sogar unter den rezedenten Taxa zu finden.

Obwohl Artenzahl, Evenness, Diversitätsindex und RENBERG-pH-Wert hier steigende Trends aufweisen, und der Biologische-Versauerungsindex nach ALLES sinkt, liegen hier zu wenig Daten für eine Statistik vor, da 2001 nur im Herbst Proben gesammelt wurden.

029.5.A	vom 11.10.2001:	-0,590
029.5.B-6	vom 11.10.2001:	-0,820
029.5.A	vom 11.11.1988:	+2,370
029.5.B-6	vom 11.11.1988:	+2,170
029.5.A	vom 3. 2.1989:	+2,680
029.5.B-6	vom 3. 2.1989:	+2,500

Aufgrund des Biologischen-Versauerungsindex wird diese Stelle für 1988 und 1989 in allen Proben deutlich als akut versauert ausgewiesen, die beiden im Jahre 2001 gesammelten Proben weisen jedoch beide bereits negative Werte auf (kritische Versauerung). Für den Chemischen-Versauerungsindex liegen nur wenige Meßergebnisse vor, so daß hier einen

Abb. 55: Mittellauf des Rombaches: Biologischer Versauerungsindex

Gegenkontrolle nicht möglich erscheint. Die UV-Absorption bei 254 nm lag mit 25 m⁻¹ nun fünfmal so hoch, als in den achtziger Jahren. Der pH-Wert lag bei ca. 5,2, sowohl in den achtziger Jahren, als auch im Jahre 2001.

Die Dominanzidentität zwischen den beiden 2001 gesammelten Proben betrug 40%-60%. Die 1988-1998 gesammelten Proben ergeben eine Dominanzidentität die meist bei 60%-80% liegt, teilweise sogar mehr. Vergleicht man jedoch die Proben der achtziger Jahre mit den neuen Proben, so findet man durchweg nur noch Dominanzidentitäten von 40%-60%,

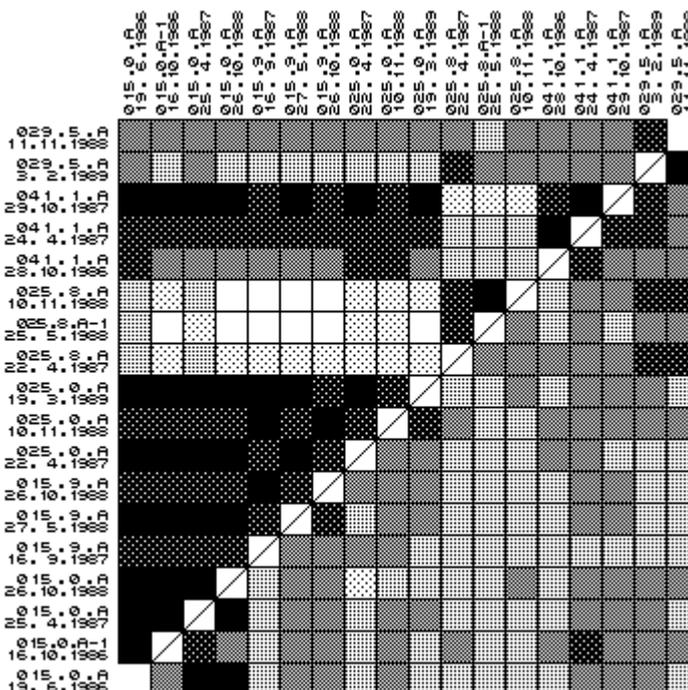


Abb. 56: Dominanzidentität und Artidentität des aufgeklärten Abschnittes im Rombach im Vergleich zu anthropogen versauerten Gewässern.

Ergebnisse

einmal sogar nur 20%-40%. Die Dominanzidentität zwischen der Moosproben mit der Steinprobe aus dem Jahre 2001 ergibt nur noch 40%-60% Dominanzidentität.

Vergleicht man die Diatomeenzönose des Oberlaufes mit jeder des Mittellaufes, so ergeben sich fast ausschließlich Dominanzidentitäten von 10% -20% oder sehr oft sogar von weniger als 10% (Abb. 54).

Während anthropogen versauerten Gewässer vom *Eunotia subarcuatooides*-Typ untereinander und vom *Eunotia exigua*-Typ untereinander meist Dominanzidentitäten von 60%-80% oder von 80%-100% aufweisen ist die Dominanzidentität zwischen den beiden Typen recht gering (Abb. 55). Hingegen liegt die Dominanzidentität des aufgeklärten Rombach-Abschnittes mit anthropogen versauerten Gewässern von *Eunotia subarcuatooides*-Typ bei 40%-60%.

Das Arteninventar stimmt aufgrund von Abb. 54 zwischen den beiden 2001 gesammelten Proben zu 60%-80% überein und zwischen den Proben der achtziger Jahre zu 60%-80%. Beim Vergleich der Proben von 2001 und jenen der achtziger Jahre ergeben sich meist 40%-60% Übereinstimmung. Außerdem stimmt das Arteninventar zwischen Oberlauf und Mittellauf bei den Proben aus den achtziger Jahren meistens noch zu 40%-60% überein, während 2001 nur noch 20%-40% Übereinstimmung mit dem Arteninventar des Oberlaufes zu verzeichnen waren.

3.4 Gemeinsame Auswertung von Gewässern mit gleicher Charakteristik

Die gemeinsame Auswertung der *Eunotia-subarcuatooides*-dominierten Stellen: Kleine Kinzig Oberlauf, Kleine Kinzig Mündung, Kaltenbachmündung und Dürreychbachmündung und Brotenaubachmündung (ohne Brunnen im Oberlauf des Brotenaubaches) ergab einen signifikant positiven Anstieg der Artenzahl, und einen schwach signifikanten Anstieg des Diversitätsindex. Der Anstieg der Evenness ist auch in diesem Fall nicht signifikant. Weiterhin erweist sich sowohl ein Anstieg der RENBERG-pH-Werte, als auch ein Sinken des Biologischen-Versauerungsindex nach ALLES als statistisch hoch signifikant.

Die gemeinsame Auswertung der beiden *Eunotia exigua*-dominierten Stellen ergibt nur einen schwach sigfikanten Abfall des Biologischen-Versauerungsindex, während der gleichzeitige Anstieg des RENBERG-pH-Wertes nicht signifikant ist. Ein Anstieg der Evenness ist in diesem Falle signifikant, dafür jedoch nicht der Anstieg von Artenzahl und Diversitätsindex.

Die beiden Seitenäste der Rotmurg ergeben jeweils einen hoch signifikanten Anstieg der RENBERG-pH-Werte und eine ebenso hoch signifikante Abnahme des Biologischen-Versauerungsindex.

An den beiden Beprobungsstellen im Einzugsgebiet des Stutzbaches ist ein signifikanter Anstieg der Evenness und ein schwach signifikanter Anstieg des Diversitätsindex nachweisbar. Das Ansteigen der RENBERG-pH-Werte oder das Fallen des Biologischen-Versauerungsindex ist nicht signifikant.

Die Zusammenfassung der beiden Stellen des Rauhornbaches ergibt lediglich einen schwach signifikanten Anstieg der Evenness. Alle anderen Parameter ergeben keine signifikanten Trends, auch wenn dieser für den RENBERG-pH-Wert in der Tendenz eher positiv und für den Versauerungsindex eher negativ ist, d.h. das Ergebnis ist identisch mit jenem, das im Goldersbach gewonnen wurde.

Fasst man die drei Gewässertypen zusammen, deren gemeinsames Merkmal darin besteht weder ständig noch zeitweilig akut versauert, aber auch nicht vermoort, zu sein, erhält man einen Anstieg von Evenness und Diversitätsindex, der jeweils signifikant ist. Außerdem nimmt der Biologische-Versauerungsindex signifikant ab und der RENBERG-pH-Wert steigt signifikant.

Faßt man alle dystrophen Stellen zusammen, also Kaltenbach-Oberlauf, Sasbach-Oberlauf, Rombach-Oberlauf, Brotenaubach-Oberlauf und Rotwasser so erhält man ein nicht signifikantes Absinken des RENBERG-pH-Wertes und einen nicht signifikanten Anstieg des Biologischen-Versauerungsindex. Diversitätsindex und Evenness verändern sich nicht signifikant, jedoch erhält man ein signifikantes Absinken der Artenzahl.

Alle aufgeklärten Abschnitte der dystrophen Gewässer zeigen im Jahre 2001 wesentlich höhere Absorptionen bei 254 nm. Faßt man alle in den achtziger Jahren bis in den oligodystrophen Bereich aufgeklärten Unterläufe der erneut abgesammelten Moorbäche für eine statistische Auswertung zusammen, so erhält man einen statistisch signifikanten Anstieg. Zusammengefaßt wurden hier: Rombach-Mittellauf (029.0), Brotenaubach-Rotwassermündung (044.5), Brotenaubach-Unterlauf (044.8), Sasbach-Waldrand (045.8), Sasbach-Weide (045.0), Sasbach-Mündung (045.7). Faßt man alle Stellen zusammen, an denen es zwar in den achtziger Jahren bereits Ausfällung von gelösten Huminstoffen gab, jedoch noch nicht bis in den oligodystrophen Bereich hinein, also Mündungsbereich des Rotwassers (076.0) und die im Wald liegende große Brücke über den Sasbach (045.3), so erhält man ebenfalls einen signifikant positiven Trend.

4 Diskussion

4.1 Akut und kritisch versauerte Gewässer

Im Falle eines Rückganges des Eintrages von versauernden Luftschadstoffen wurde vom Autor der vorliegenden Arbeit postuliert, daß der Biologische-Versauerungsindex nach ALLES (1998, 1999) in akut und kritisch versauerten Gewässern abnimmt. Dies entspricht auch dem gefundenen Ergebnis, denn in akut versauerten, *Eunotia-subarquatoides*-dominierten Fließgewässern ist diese Abnahme hoch signifikant. Das gleiche gilt für die untersuchten kritisch versauerten Gewässer. Auch für *Eunotia-exigua*-dominierte Gewässer ergibt sich eine, hier allerdings nur schwach signifikante, Verringerung des Biologischen-Versauerungsindex.

Leider hat es sich bisher auch in der neuesten Literatur noch nicht durchgesetzt eine eigene pH-Kategorie für indifferent-acidophile Taxa zu verwenden, wie bei ALLES et al. (1991) vorgeschlagen. So führen z.B. CANTONATI et al. (2001) *Eunotia subarquatoides* unter den acidobionten Taxa. Dies führt aber erstens dazu, daß der RENBERG-pH-Wert in Fließgewässern überhaupt keine sinnvollen Ergebnisse liefert, d.h. erheblich zu niedrige pH-Werte und viel stärker streuende geliefert werden. Zweitens verschleiert dies die Differenzierung von „anthropogen“ und „natürlich“ versauerten Gewässern in erheblichem Maße.

Das Ergebnis, daß z.B. *Eunotia subarquatoides* weniger vom pH-Wert als von der Pufferkapazität, bzw. der Hydrogenkarbonat-Konzentration, abhängig ist (ALLES 1998, 1999, ALLES et al. 1991), wird durch die Untersuchungen von CANTONATI et al. (2001) bestätigt. Da diese Art auch in Gewässern massenhaft vorkommt, in denen die Grundlinie des pH-Wertes deutlich über pH 5,5 liegt, müßte sie jedoch nach der ursprünglichen HUSTEDT-Einstufung als acidophil betrachtet werden. Damit wird man aber der Ökologie dieser und andere Arten anthropogen versauerter Gewässer ebensowenig gerecht, als bei einer Einstufung unter den acidobionten Taxa. Erst die Abtrennung der indifferent-acidophilen Artengruppe läßt etwas bessere Ergebnisse der RENBERG-pH-Werte und eine deutlichere Unterscheidung von „natürlich“ sauren und durch „Saurer Regen“ versauerten Gewässern schon anhand der pH-Gruppen zu (ALLES et al. 1991, ALLES 1998, 1999). Das bedeutet, daß durch das Festhalten an der ursprünglichen Version der pH-Gruppen nach HUSTEDT (1938/39) ohne Berücksichtigung der ökologischen Eigenständigkeit der indifferent-acidophilen Arten (vgl. ALLES et al. 1991), und einer fehlenden Differenzierung zwischen indifferenten und circumneutralen Taxa (vgl. ALLES 1995), ökologisch bedeutsame Information verloren geht (vgl. ALLES 1998, 1999).

Weiterhin wurde erwartet, daß bei akut und kritisch versauerten Bächen der pH-Wert steigt, bzw. auch der RENBERG-pH-Wert. Wie ALLES (1998, 1999) bereits belegt hat, ergibt zwar der Index B eine zu starke Streuung um daraus exakte pH-Werte berechnen zu können, wie dies bei Seen getan wurde, jedoch erweist sich die Korrelation zwischen Index B und pH-Wert trotzdem auch in Fließgewässern als extrem hoch signifikant (bei Irrtumswahrscheinlichkeiten von 1:10000 bis 1:1 Milliarde), wenn man nichtparametrische statistische Verfahren (SPEARMANN'scher Rangkorrelationskoeffizient) anwendet. Allerdings wurden zuvor die ökologischen Bewertungen, die zuvor nur für Seen vorlagen, anhand der Ergebnisse von ALLES (1995, 1998, 1999), ALLES et al. (1991) und ALLES & NÖRPEL-SCHEMPP (1992) angepaßt. Deshalb muß zwar der RENBERG-pH-Wert nicht notwendigerweise mit dem pH-Wert übereinstimmen, den man mit der Elektrode mißt, er liefert aber dennoch wertvolle Richtwerte über die langfristigen Trends, so daß er zum Vergleich mit herangezogen werden darf.

Die Ergebnisse stimmen nun mit diesen Prognosen überein, d.h. der Index B liefert im statistischen Mittel mit dem Rückgang der anthropogenen Versauerung höhere Werte, zumindest in den *Eunotia-subarcuatooides*-dominierten akut versauerten Gewässern und in den kritisch versauerten Gewässern mit statistisch hoher Signifikanz. Für die *Eunotia-exigua*-dominierten akut versauerten Gewässer läßt sich dieser Anstieg zwar nicht sichern, aber dafür erscheinen die Veränderungen in der Dominanzstruktur der Diatomeenzönose dort teilweise besonders massiv. Durch den schwach signifikanten Rückgang des Biologischen-Versauerungsindex nach ALLES ist der Rückgang der anthropogenen Versauerung zwar nachgewiesen, jedoch kein Anstieg der pH-Werte.

Bereits bei ALLES (1998, 1999) wurde jedoch diskutiert, daß der Stellenwert des pH-Wertes im Zusammenhang mit der Versauerungsproblematik zuvor überschätzt wurde, im Hinblick auf die Vielzahl der von Natur aus sauren Gewässer, weshalb auch der Versauerungsindex nach ALLES nicht am pH-Wert geeicht wurde, sondern am Chemischen-Versauerungsindex nach SCHOEN (1985). Dieses Ergebnis bestätigt abermals, daß die Rolle des pH-Wertes bei der Versauerungsproblematik allgemein überschätzt wird und bestätigt gleichzeitig die Praxistauglichkeit des Versauerungsindex nach ALLES.

Weiterhin wurde ein Anstieg von Artenzahl, Diversitätsindex und Evenness postuliert, falls der Eintrag versauernder Agentien zurückgeht. Tatsächlich findet man einen solchen Trend sowohl in akut versauerten als auch in kritisch versauerten Gewässern, in letzteren läßt er sich aber nicht statistisch sichern. Für *Eunotia-exigua*-dominierte, akut versauerten Gewässer ist er nur für die Evenness gesichert und für *Eunotia-subarcuatooides*-dominierte für die Artenzahl und den Diversitätsindex. Für den *Eunotia-exigua*-dominierten Abschnitt des Kaltenbach alleine ist

Diskussion

auch ein Anstieg des Diversitätsindex gesichert, der jedoch durch einen eher abnehmenden Trend im Ailbach kompensiert wird.

4.2 Weder akut oder kritisch versauerte, noch vermoorte Gewässer

Für Gewässer, die nicht oder nur sehr geringfügig durch den Eintrag von Luftschadstoffen beeinflusst werden, sollte sich keine wesentlichen Veränderungen ergeben oder allenfalls geringe, da der Eintrag von versauernden Agentien zwar mit lokal unterschiedlichen Intensität, aber dennoch flächendeckend stattfand, es also vollkommen unbeeinflusste Gewässer nicht gegeben haben dürfte. Wohl aber gab es Gewässer, die weniger durch Immission belastet waren und/oder die sich durch ein größeres Pufferungsvermögen die Einflüsse des „sauren Regens“ besser abfangen konnten. Das Postulat wäre daher, daß es bei diesen Gewässern zwar Trends geben könnte, die aber so gering sind, daß sie sich nicht statistisch sichern lassen. Genau dies hat sich auch bestätigt. Beim Stutzbach, beim Goldersbach und beim rechten Seitenast des Rauhornbach steigt der RENBERG-pH-Wert und der Versauerungsindex nimmt ab, aber beide Trends nicht nicht signifikant. Lediglich beim linken Seitenast des Rauhornbaches ist dies der Fall. Beim Zusammenfassen der beiden Proben mittelt sich dieser für den linken Ast belegte Trend aufgrund der nur starken Streuung und der damit nur geringen Wahrscheinlichkeit für einen steigenden Trend beim rechten Ast für das Gesamtsystem wieder heraus. Steigende pH-Werte und sinkende Versauerungsindices werden also durch das zusammenfassen zu einem größeren Datensatz nicht wahrscheinlicher, sondern unwahrscheinlicher, was für diese, kaum durch „sauren Regen“ beeinflusste Gewässer plausibel ist. Auch beim Stutzbach erhält man keine signifikanten Trends in Bezug auf RENBERG-pH-Wert und Versauerungsindex, wenn man Probestellen zusammenfast. Erst wenn alle drei exemplarisch durch Stutzbach, Goldersbach und Rauhornbach vertretenen Gewässertypen in einem einzigen Datensatz zusammenfaßt, wird ein Anstieg des RENBERG-pH-Wertes und ein Absinken des Versauerungsindex signifikant. Dies ist dadurch zu erklären, daß selbst diese vom sauren Regen kaum beeinflussten Gewässer dennoch bereits geringfügig durch den Eintrag versauernder Luftschadstoffe beeinträchtigt waren, was sich nun auch in einem signifikanten Anstieg von Diversitätsindex und Evenness manifestiert. Dieser Einfluß war aber so gering, daß sein Nachlassen überhaupt erst durch zusammenfassen von relativ vielen Proben überhaupt zu sichern ist.

4.3 Vermoorte Gewässer

Für zwar stark saure, aber auch stark dystrophe Gewässer wurde postuliert, daß deren niedriger pH-Wert nicht in erster Linie ursächlich auf den Eintrag von Luftschadstoffen

zurückzuführen ist. Im Gegenteil könnte vielleicht der pH-Wert im potentiell natürlichen Zustand infolge des Ausfällens von gelösten Huminstoffen aufgrund der Versauerung sogar niedriger sein. Zu erwarten wäre daher, daß der Rückgang der anthropogenen Versauerung hier keinen oder nur einen sehr geringen Einfluß auf die Zusammensetzung der Biozönose, den pH-Wert und den Biologischen-Versauerungsindex hat. Selbst ein gegenläufiger Trend, d.h. ein Rückgang des RENBERG-pH-Wertes wäre in diesem Fall nicht gänzlich auszuschließen. Dem numerischen Wert des Biologischen-Versauerungsindex kommt hier eine geringere Bedeutung zu, solange gleichzeitig „Vermooring“ indiziert wird. Tatsächlich verändern sich Artenzahl, Diversitätsindex, Evenness, Versauerungsindex und RENBERG-pH-Wert nicht signifikant, wenn man alle Moorbach-Fundorte zu einem einzigen, entsprechende größeren Datensatz zusammenfaßt. Sogar die Vermutung, der pH-Wert könnte mit der Verbesserung der Pufferkapazität der gelösten Huminstoffe infolge der verringerten Störeinflüsse des „Sauren Regens“ auf dieses Puffersystemes möglicherweise sogar geringfügig sinken scheint sich zu bestätigen, denn der Trend des RENBERG-pH-Wertes ist zwar nicht signifikant, weist aber ein entgegengesetztes Vorzeichen im Vergleich zum den nicht vermoorten Gewässern auf. Zunächst überraschend ist hier der signifikante Rückgang der Artenzahl, während gleichzeitig die Artenzahl in anthropogen versauerten Gewässern mit Rückgang des Säureeintrages steigt. Eine Erklärung bietet sich jedoch aufgrund der Untersuchungsergebnisse von NÖRPEL-SCHEMPP (1989) an. Im Zuge der Renaturierung von Mooren verwandelt sich die Diatomeenzönose allmählich in die typischen Diatomeenzönose von Hochmooren, die sehr artenarm ist und fast nur durch *Eunotia paludosa* repräsentiert wird. Dies bedeutet, daß ein zunehmender Hochmoorcharakter einer Diatomeenzönose mit einer zunehmenden Artenarmut einhergeht. Anders ausgedrückt: Der Rückgang der anthropogenen Versauerung führt in eudystrophen Oberläufen von Moorbächen zu einem zunehmenden Hochmoorcharakter ihrer Diatomeenzönosen, und auch dies würde durch die vorliegenden Ergebnisse belegt.

Weiter im Unterlauf stiegen die pH-Werte der Moorbäche, z.B. weil Kohlensäure ausgetrieben wird, weil sich weniger saures Wasser mit dem moorigen Wasser vermischt und wohl auch durch Verlust von gelösten Huminstoffen durch „Aufklärung“. Dies ist durch das Lösungsverhalten der gelösten Huminstoffe alleine nicht zu erklären, da diese eigentlich auch noch bei neutralen pH-Werte löslich sein müßten (GÖTTLEIN 1989). Die „Aufklärung“ ehemals dystropher Gewässer ist als Folge der anthropogenen Versauerung aufzufassen (STEINBERG & LENHART 1985, STEINBERG 1991, ALMER et al. 1974). Ein Rückgang der anthropogenen Versauerung in einem Moorgewässer sollte sich folglich in einem rückläufigen Trend in Bezug auf die Aufklärung äußern, d.h. die UV-Absorption sollte steigen. Wie ALLES (1988, 1999) postuliert hatte, muß dies nicht unbedingt mit einem Anstieg der pH-Werte einhergehen, da das saure Puffermaximum der Fulvinsäuren bei pH 4-4,5 liegt (FRIMMEL et al. 1985). Anhand der

Diskussion

Ergebnisse aus den achtziger Jahren hätte man vermuten können, daß ein Anstieg der Fulvinsäurekonzentration nur durch pH-Absenkung erreichbar wäre. Geht man jedoch danach, daß dies nur eine Folge der anthropogenen Versauerung ist, sollte beim Rückgang der Immissionsbelastung ein Anstieg an gelösten Huminstoffen beobachtbar werden, der nicht an ein Absinken des pH-Wert gebunden ist. Genau dies wurde auch gefunden! Tatsächlich steigt in den ehemals bis in den oligodystrophen Bereich hinein aufgeklärten Gewässerabschnitten die UV-Absorption nun signifikant. Dies läßt sich freilich erst statistisch sichern, wenn man mehrere dieser Stellen zur statistischen Auswertung zusammenfaßt, da für die einzelnen Stellen jeweils das verfügbare Datenmaterial nicht ausreicht! Im bisher aufgeklärten Abschnitt des Rombaches lag die 2001 gemessene UV-Absorption bei 254 nm fünf mal so hoch als in den achtziger Jahren. Im Brotenaubach lag sie im Unterlauf immerhin doppelt so hoch als 1988 und kurz vor der Rotwassermündung zweieinhalb mal so hoch. Im Sasbach traten am Waldrand 10 mal so hohe Werte auf und bis zur Mündung noch immer 4 mal so hoch als in den achtziger Jahren. Auch in den bereits in den achtziger Jahren noch nicht so stark aufgeklärten, zumindest noch mesodystrophen, von Sasbach und Rotwasser wurden regelmäßig, sowohl im Frühjahr als auch im Herbst, jetzt erheblich höhere UV-Absorptionen gemessen, als in den achtziger Jahren. Nun könnte man argumentieren, daß die UV-Absorption auch in den achtziger Jahren schon stark geschwankt hat und bei den im Jahre 2001 erhobenen Meßwerten nur zufällig höhere Werte festgestellt wurden. Meßwerte, die erheblich über den Normalwerten lagen, konnten aber früher nur während Hochwasserereignissen festgestellt werden, und bereits einen Tag später mit den sinkenden Durchflußwerten auch die UV-Absorptionen wieder auf Normalmaß gefallen waren. Zu diesen Ergebnissen kommen auch STEIDLE & PONGRATZ (1984). Während der Beprobung war zwar zumindest im Frühjahr die Wasserführung relativ hoch, wie zu dieser Jahreszeit üblich, aber ein Hochwasser infolge eines Starkregen-Ereignisses fand während der Beprobung an keiner der 2001 angefahrenen Stellen statt. Für stark über den Durchschnittswerten liegende Spitzenwerte lag daher kein erkennbarer Grund vor. Auch wurde der gleiche Anstieg der UV-Absorptionen in allen Gewässern gefunden, die an aufgeklärten Abschnitten von Moorbächen lagen, und die auch zu völlig unterschiedlichen Zeiten aufgesucht wurden. Oligodystrophe Abschnitte zeigten früher ohne ersichtlichen Grund keine derart großen Schwankungen. Damit ist die Wahrscheinlichkeit, daß dies nur Zufallswerte sind sehr gering und tatsächlich findet man ja beim Zusammenfassen der verschiedenen Stellen signifikante Trends, die man an der einzelnen Meßpunkten lediglich aufgrund der zu geringen Probenanzahl nicht nachweisen kann. Bereits in Aufklärung befindliche meso- bis eudystrophe Abschnitte zeigten zwar in den achtziger Jahren etwas stärkere Schwankungen, aber trotzdem ist auch hier der Anstieg statistisch signifikant, wenn man die betreffenden Stellen am Sasbach und am Rotwasser zusammenfaßt. Von der Aufklärung nicht betroffene, stärker dystrophe,

Bachabschnitte zeigen keine Veränderung der UV-Absorption, bzw. eher sogar (nicht signifikante) sinkende Tendenzen.

4.4. Veränderungen in den einzelnen Gewässern:

4.4.1 Ailbach

Der Ailbach ist sowohl aufgrund des Biologischen als auch des Chemischen Versauerungsindex nach wie vor akut versauert. Im Jahre 2001 wurden im Mittel nur noch halb so hohe, aber nach wie vor positive, Werte für den Biologischen-Versauerungsindex ermittelt, was aufgrund des angestiegenen Chemischen-Versauerungsindex auch zu erwarten war und die Praxisauglichkeit des Biologischen-Versauerungsindex bestätigt. Es wurde ein drastischer Rückgang der bisher dominierenden, versauerungsteten *Eunotia exigua* verzeichnet, zugunsten der versauerungsholden, d.h. weniger stark versauerungstoleranten *Achnanthes helvetica*. Nach ALLES (1998/1999) ist für anthropogen versauerte Gewässer charakteristisch, daß kaum eine Substratspezifität erkennbar ist. Deshalb ist auch die beträchtliche Zunahme der Substratspezifität, erkennbar an der erheblich reduzierten Dominanzidentität der Steinproben mit den Moosproben bemerkenswert. Bemerkenswert ist das Vorkommen von *Eunotia sudetica*, die während der Zeit der maximalen Versauerung im Schwarzwald weit verbreitet und zumindest in Moosen sehr häufig (dominant bis eudominant) war. An der meisten Stellen war nun ein starker Rückgang von *Eunotia sudetica* erkennbar, bzw. diese Art war gar nicht mehr aufzufinden. Der Ailbach ist das einzige der untersuchten Gewässer, welches noch immer subdominante Vorkommen von *Eunotia sudetica* beherbergt, die bereits LANGE-BERTALOT (1996) als stark gefährdet einstuft, obwohl sie in den achtziger Jahren im Schwarzwald noch reich häufig war.

4.4.2 Kaltenbach

Beim Kaltenbach lassen sich drei Abschnitte unterscheiden: Einem stark vermoorten Oberlauf folgt ein Mittelabschnitt, der in den achtziger Jahren von *Eunotia exigua* dominiert wurde. Danach folgt ein Abschnitt, der von *Eunotia subarcuatooides* beherrscht wird.

Der im Oberlauf als schwach signifikant nachweisbare Rückgang der Artenzahl ist mit einer Zunahme des Hochmoorcharakters erklärbar, wie Untersuchungen von NÖRPEL-SCHEMPP (1989) nahe legen. Dafür spricht auch der Rückgang von *Eunotia bilunaris*, sowie die

Diskussion

Verdrängung von *Eunotia paludosa* var. *trinacria* durch die aufgrund eigener Untersuchungen noch stärker hochmoortypische Nominatvarietät.

Der steigende Chemische-Versauerungsindex ist hier auf den Rückgang des Eintrages versauernder Agentien zurückzuführen, was aber bei einem Moorgewässer nur geringe Einflüsse auf die Diatomeenzöose hat, solange es nicht aufgeklärt ist, was ja hiermit auch nachgewiesen ist.

Im Mittelabschnitt ist ein vergleichsweise großer Artenreichtum zu finden. Bei Säureschüben steigen hier offenbar in besonderem Maße auch die Huminstoffe, die im moorigen Einzugsgebiet reichlich vorhanden sind. Diese können offenbar die Auswirkung der Säureschübe abmildern, so daß hier ein relativ großer Artenreichtum möglich wird. MEESENBURG (1995) beschreibt aus der Haslach, die ja ebenfalls ein mooriges Einzugsgebiet hat, Abfluß-pH-Beziehungen (Hysteresen), bei denen das pH-Minimum erst 30 bis 60 Minuten nach dem Abflußmaximum auftrat. Im Falle einer Auswaschung von Huminstoffen können die Konzentrationen konservativer Anionen (Sulfat und Nitrat) sogar abnehmen (MEESENBURG 1995).

Im Gegensatz zu MEESENBURG fanden andere Autoren in anderen Gewässern genau gegenläufige Hysteresen (JOHANNESSEN et al. 1980, MÜLLER 1989, JOHNSON & EAST 1982). Möglicherweise ist es diese zeitliche Verzögerung (in der Haslach 30-60 Minuten), die es der Diatomeenflora erlaubt, sich auf den Säureschub „vorzubereiten“ und daher in größerer Artenzahl zu überleben, als dies z.B. in der Kleinen Kinzig der Fall ist. Einigen Arten wird so evtl. überhaupt ein Überleben ermöglicht, was letztlich auch den Unterschied zwischen einem „anthropogen versauerten“ und einem „natürlich sauren“ Gewässer ausmacht. Auch MEESENBURG (1995) erklärt den im Vergleich zu anderen Gewässern umgekehrten „Drehsinn“ der Hysteresen in der Haslach mit einer stärkeren Pufferung.

In den achtziger Jahren wurde der Mittelabschnitt von *Eunotia exigua* beherrscht. Daß sich versauerungsstete Taxa wie *Eunotia exigua*, die ursprüngliche relative Häufigkeiten von 40%-65% erreichte, nun auf 3% bis maximal 17% reduziert hat, entspricht den Erwartungen für den Fall zurückgehender Depositionsbelastung. Dieser Rückgang beruht sehr wahrscheinlich auf einem verringerten Eintrag versauernder Agentien. Statt dessen treten nun verstärkt Arten in den Vordergrund, die lediglich versauerungstolerant sind, wie *Tabellaria ventricosa*, die gleichzeitig auch mesodystrophil ist (ALLES 1998, 1999). Versauerungstolerante Taxa tolerieren zwar niedrige pH-Werte, vertragen aber Säureschübe weit weniger gut als die versauerungsteten Taxa. Aufgrund der Zunahme von mesodystrophilen Taxa kann auf einen, im

Jahresmittel wieder größeren Gehalt an gelösten Huminstoffen geschlossen werden, was ebenfalls aufgrund eines rückläufigen Eintrages versauernder Agentien zu vermuten war. Die Versauerung dürfte u.a. zur Aufklärung der Gewässer geführt haben, so daß der nun tatsächlich erkennbare, gegenläufige Trend den Prognosen entspricht.

Für ein anthropogen versauertes Gewässer war dieser Abschnitt allerdings schon zuvor aufgrund des hohen Artenreichtums untypisch, was dafür spricht, daß der niedrige pH-Wert nicht ausschließlich durch den „Sauren Regen“ verursacht war (ALLES 1995). Der Rückgang des Biologischen-Versauerungsindex ist, vermutlich aufgrund der nur wenigen Proben, die nach der Jahrtausendwende gesammelt wurden, für diese Stelle nicht statistisch gesichert. Andererseits relativiert sich diese Auswertung durch die Tatsache, daß inzwischen eher Moorcharakter als „anthropogene Versauerung“ indiziert wird. Der Chemische-Versauerungsindex liefert nun höhere Werte, die aber noch immer nicht den Grenzwert 1 überschreiten. Dies bedeutet, daß diese Stelle aufgrund des Chemischen-Versauerungsindex noch immer als akut versauert zu bezeichnen wäre, allerdings ist der Rückgang signifikant. Der Vermoorungscharakter deutlicher als in früheren Jahren hervor und der Biologische-Versauerungsindex indiziert nun eher Vermoorung.

Vor allem ist eine erhebliche Veränderung der Dominanzstruktur unübersehbar. Sie ist sogar so dramatisch, daß man sich fragt, ob die Probe überhaupt noch aus dem gleichen Gewässer stammt. Es stimmen 40%-60% des Arteninventars noch überein, was für dieses Gewässer innerhalb der normalen Streuung liegt. Dies bedeutet, die massiven Veränderungen betreffen weniger das Arteninventar als solches, sondern die nur Dominanzstruktur. Es sind zwar in etwa noch die gleichen Arten vorhanden, aber ihre relativen Häufigkeiten haben sich beträchtlich verschoben. Die gravierenden Veränderungen manifestieren sich auch in der erheblich verringerten Dominanzidentität zwischen neuen und alten Proben einerseits, aber auch zwischen den Proben aus verschiedenen Substraten andererseits. Die verringerten Dominanzidentitäten zwischen den Substraten sind als Zunahme der Substratspezifität der Diatomeenzönose zu deuten.

Die in akut versauerten Gewässern bisher fast nicht vorhandene Substratspezifität hat sich erheblich verstärkt. Eine hohe Substratspezifität wurde früher nur in unversauerten Gewässern beobachtet (ALLES 1995, 1998/1999), so daß dieser Effekt auf die Verringerung des Eintrages von Luftschadstoffen zurückgeführt werden kann. Ein beträchtlicher Anstieg der pH-Werte ist dagegen nicht zu verzeichnen, was die Hypothese von ALLES bestätigt, daß der niedrige pH-Wert des Kaltenbaches nicht ausschließlich durch „Sauren Regen“ verursacht war..

Diskussion

Im Unterlauf steigt der Biologische-Versauerungsindex signifikant. Der Chemische-Versauerungsindex steigt zwar ebenfalls, jedoch ist dieser Anstieg nicht signifikant, was die gute Eignung des Biologischen-Versauerungsindex zur Gewässerüberwachung unterstreicht. Er lag schon früher öfter über 1,0 was aber wie jede chemische Messung als Momentaufnahme nicht sehr viel über die Gesamtsituation aussagt. Die Diatomeenflora indizierte hier früher akute Versauerung, was bei den beiden 2001 gesammelten Proben nicht mehr der Fall ist. Der im Unterlauf signifikante Anstieg des Diversitätsindex ist ebenfalls als eine erwartete Auswirkung auf einen verringerten Säureeintrag zu werten.

Bemerkenswert ist auch hier wieder die, in der abgestuft schattierten Ähnlichkeitsmatrix erkennbare, massive Verschiebung der Dominanzverhältnisse, ohne daß sich deshalb das Arteninventar als solches wesentlich verändert hätte. Auffällig ist hier der Rückgang der zuvor die Zönose beherrschenden, versauerungssteten *Eunotia subarcuatoidea* zugunsten von versauerungssensiblen Arten, wie *Achnanthes oblongella*. Auch die bereits Ende der achtziger Jahre wieder leicht steigende Anzahl der versauerungsfiehenden *Diatoma mesodon* ist als erster Vorbote einer abnehmenden Immisionsbelastung zu werten.

Der Seitenbach war nie akut versauert und ist es auch heute nicht, allerdings werden auch hier stärker versauerunstolerante Taxa durch weniger versauerungstolerante Taxa verdrängt. Lediglich für 1988 gibt es Hinweise auf einen Einfluß des „Sauren Regens“ auf die Diatomeenzönose. Da das Gewässer sehr klein und obendrein stark verkrautet ist, wird die starke Heterogenität der Besiedlung plausibel.

4.4.3 Kleine Kinzig

Der Oberlauf der Kleinen Kinzig ist zweifellos akut versauert, denn dafür spricht der Chemische-Versauerungsindex, der zwar in den achtziger Jahren größeren Schwankungen unterlag, dabei aber fast immer unter 1,0 lag. Entsprechend indiziert auch der Biologische-Versauerungsindex stets positive Werte zwischen + 4 und + 5. Die beiden Werte, die für das Jahr 2001 ermittelt wurden lagen zwar um 1,0 und eher darüber, jedoch stellt dieses Ergebnis nur eine Momentaufnahme dar und es sagt auch nichts aus über die Stärke des Puffersystems. Da zumindest in den achtziger Jahren größere Schwankungen aufgetreten sind, muß damit gerechnet werden, daß die gemessenen Werte erstens nicht repräsentativ sein müssen und zweitens das Puffersystem aufgrund der Elektrolytarmut der Kleinen Kinzig in seiner Stabilität doch eher akut versauerten Gewässern ähnelt, selbst wenn der Chemische-Versauerungsindex stärker als in anderen akut versauerten Gewässern dem Wert 1,0 angenähert ist, bzw. diesen Wert gelegentlich sogar geringfügig überschreitet. Tatsächlich zeigt der Biologische-

Versauerungsindex einen leicht sinkenden Trend (abnehmende Versauerung), der aber noch nicht signifikant ist. Die Diatomeenzönose indiziert nach wie vor akute Versauerung. Es zeichnet sich somit an dieser Stelle noch kein Rückgang des Versauerungsindex ab, aber es deutet sich doch eine schwache, wenn auch noch nicht signifikante Tendenz zu artenreicheren Gemeinschaften an. Dies kann aber auch an der heterogenen Beschaffenheit der Probenserie liegen, da Sandproben generell, und auch die Winterproben in der Kleinen Kinzig, für diesen Fundort auch früher schon ungewöhnlich hohe Artenzahlen aufzuweisen hatten. Dabei ist aber zu berücksichtigen, daß die stärksten Versauerungsschübe nach der Schneeschmelze, also im Frühjahr zu erwarten sind, und das im Sommer die pH-Werte eher steigen. Zwar werden im allgemeinen im Januar die höchsten Schwefeldioxid-Werte gemessen (UMWELTBUNDESAMT 2001), die Depositionen gelangen aber erst mit der Schneeschmelze ins Gewässer. Im Winter selbst dürften unter der Schneedecke die Auswirkungen der anthropogenen Versauerung noch am geringsten sein, zumal kaum Niederschlag in den gefrorenen Boden eindringen dürfte. Während Niedrigwasserperioden reichen die im Einzugsgebiet wirksamen Puffermechanismen aus, um die eingetragene Säureäquivalente weitgehend zu neutralisieren (MEESENBURG 1995). So wird der winterliche Anstieg der Artenzahl erklärbar, aber auch ihr drastisches Absinken, wenn im Frühjahr die Schneeschmelze stattfindet (STEINBERG & LENHART 1985). Daneben ist zu berücksichtigen, daß die Diatomeenzönose gegebenenfalls erst mit einer mehr oder minder großen zeitlichen Verzögerung auf die Veränderungen der Milieubedingungen reagiert (STEINBERG & PUTZ 1991).

Die Artenzahl hängt sehr wesentlich vom Grad der anthropogenen Versauerung ab (ALLES 1998/1999), so daß eine steigende Artenzahl oder ein steigender Diversitätsindex als Hinweis für eine Konsolidierung gedeutet werden kann. Weiterhin als erste Vorboten einer Konsolidierung zu werten sind das Auftauchen von weniger versauerungstoleranten Taxa, die bisher nicht an dieser Stelle nachzuweisen waren, wie *Achnanthes oblongella*, *Cocconeis placentula*, *Cymbella aequalis* und *Tabellaria ventricosa* (ALLES 1998/1999). *Cymbella aequalis* war bisher sehr selten und wurde außer an dieser Stelle lediglich einigermaßen regelmäßig im oberen Abschnitt des Kaltenbach-Unterlaufes (nicht an der 2001 erneut aufgesuchten Stelle) und in einem Brunnen am Brotenaubach gefunden. KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986) scheint diese Form aus Mitteleuropa gar nicht zu kennen und bezeichnet die entsprechende Funde als „unsicher“. Diese Art ist aber mit nichts anderem verwechselbar, was in der gängigen Bestimmungsliteratur abgebildet ist, auch nicht mit *Cymbella subaequalis*, die z.B. viel breiter gerundete Enden hat. In der „Roten Liste“ ist diese Art mit einem Punkt versehen (LANGE-BERTALOT 1996). Für *Tabellaria ventricosa* wurde von LANGE-BERTALOT eine Gefährdung angenommen. *Achnanthes oblongella* wird als „zurückgehend“ klassifiziert, was dem gegenwärtigen Trend, auch an anderen Stellen nicht mehr entspricht. Auch geht der

Diskussion

Anteil der versauerungssteten Taxa von 96%-99% auf 93% zurück, was immer noch sehr viel ist, aber deutlich weniger als in den achtziger Jahren. Gleichzeitig ist der auf 1% gestiegene Anteil der Vermoorungszeiger, die zuvor nur verschwindend geringe Anteile hatten auf den Rückgang des Eintrages starker und konservativer Säuren aus der Luft erklärbar. Die sehr hohe Dominanzidentität ist typisch für anthropogen versauerte Gewässer und in erster Linie auf der Artenarmut und der extremen Häufigkeit einer oder weniger Arten begründet. Sie verändert sich nicht im Jahre 2001, jedoch verringert sich hier die Übereinstimmung im Arteninventar, zwar undeutlich aber erkennbar, was durch das Hervortreten neuer, weniger stark versauerungstoleranter Arten zustande kommt, die zuvor an dieser Stelle noch nie gefunden worden sind.

Die Diskrepanz zwischen dem Chemischen-Versauerungsindex, der ja so hoch nun auch wieder nicht liegt, und dem Biologischen-Versauerungsindex dürfte eher für die Leistungsfähigkeit des Biologischen-Versauerungsindex sprechen, da biologische Indikatoren durch ihre ständige Anwesenheit im System integrierend wirken, während chemische Messungen nur Momentaufnahmen darstellen.

Im Unterlauf lag der Chemische-Versauerungsindex auch schon in den achtziger Jahren meist Werte über 1,0, was für eine lediglich kritische Versauerung spricht. Aufgrund der großen pH-Sprünge dürfte hier aber ein Wert über 1,0 eine trügerische Sicherheit vermitteln, zumal der Chemische-Versauerungsindex stark schwankt, d.h. die Auswirkungen des „Sauren Regens“ wirken sich hier weit stärker aus, als aufgrund des Chemischen-Versauerungsindex zu vermuten wäre. Entsprechend den Schwankungen des Chemischen-Versauerungsindex schwankt auch der Biologische-Versauerungsindex, der in der aktuellen Fassung (ALLES 1998, 1999) jedoch keineswegs eindeutig eine kritische Versauerung indiziert, wie dies beim ersten Versauerungsindex des Autors (ALLES 1995) noch der Fall war. Die Proben, in denen lediglich eine kritische Versauerung indiziert wird sind sogar eher die Ausnahme, die meisten Proben indizieren akute Versauerung. Auch hier dürfte eher der Biologische-Versauerungsindex das zuverlässigere Indikationssystem zu sein, da die Diatomeen ständig im Gewässer leben, Messungen aber nur zufällige Stichproben darstellen können. Die Meßsonde der LfU zeigte jedoch in den achtziger Jahren bei Dauermessungen ganz beträchtliche kurzzeitige pH-Einbrüche. In einer anderen Terminologie ausgedrückt, könnte der Unterlauf der Kleinen Kinzig als „episodisch sauer“ bezeichnet werden, was sich je nach Ausmaß auf die Biozönose in der Regel gravierender auswirkt als ein gleichmäßig niedriger pH-Wert (ALLES et al. 1991, 1995). Die eigentliche anthropogene Versauerung, so wie der Autor sie versteht, besteht ja nicht in einer Absenkung des pH-Wertes, sondern im Verlust von Pufferkapazität (STEINBERG 1992, ALLES 1998, 1999). Daher ist es sehr plausibel, daß die Diatomeenzönose im Material aus den

achtziger Jahren zeitweilig „akut versauert“ anzeigt. Interessant ist die Tatsache, daß die beiden 2001 gesammelten Proben nun indizieren, daß der Mündungsbereich der Kleinen Kinzig nicht mehr akut versauert, noch nicht einmal kritisch versauert, sondern nur noch versauerungsgefährdet ist. Zwar läßt sich mit Hilfe der beiden Proben nicht feststellen, ob die Schwankungen des Chemischen-Versauerungsindex nun geringer geworden sind, aber aufgrund der Diatomeenzönose wäre plausibel, daß Schwankungen des Chemischen-Versauerungsindex nun nicht mehr so oft unter die 1,0-Marke fällt und daher vermutlich auch weniger drastische pH-Zusammenbrüche vorkommen. Ein Rückgang der Versauerungserscheinungen wäre zu erwarten, interessant ist aber hier, daß dies vom Biologischen-Versauerungsindex sehr deutlich angezeigt wird, während die chemischen Untersuchungen dies zumindest bisher noch nicht eindeutige belegen.

4.4.4 Dürreychbach

Der akut versauerte Oberlauf des Dürreychbaches muß nach wie vor als akut versauert klassifiziert werden. Dies ist eindeutig das gemeinsame Ergebnis sowohl des Chemischen-Versauerungsindex nach SCHOEN, als auch des Biologischen-Versauerungsindex nach ALLES. Dennoch ist der pH-Wert offenbar gestiegen, was durch den schwach signifikanten Anstieg der pH-Werte ebenso belegt wird, wie durch den (allerdings nicht gesicherten) Anstieg des RENBERG-pH-Wertes.

Das pH-Optimum von *Eunotia sudetica* liegt bei pH 4-5,5 und das gewichtete Mittel beträgt 4,95 (ALLES 1998/1999: Anhang IV und IIa). Die pH-Trendlinie dieser Spezies fällt bei pH-Werten oberhalb von pH 6 stark ab. Im Untersuchungsjahr 2001 wurden pH-Werte um 6 ermittelt, die bereits innerhalb dieses steilen Pejus liegen. Zwar ist *Eunotia sudetica* auch noch bei pH-Werten um 7 nachweisbar, aber da pH-Messungen grundsätzlich Momentaufnahmen darstellen, ist das Ergebnis dahingehend zu interpretieren, daß zwar vorübergehend pH-Werte um 7 toleriert werden, nicht jedoch pH-Werte, die auf Dauer um oder über 6 liegen. Fakt ist das vollkommene Verschwinden von *Eunotia sudetica* an dieser Stelle, an der sie zuvor sogar eudominant war, d.h. es ist als sehr wahrscheinlich anzunehmen, daß die Grundlinie der pH-Werte nun dauerhaft über 6 liegt. Es ist zu vermuten, daß im Zuge des Rückganges der Immissionsbelastung, vor allem aber im Falle einer Kalkung der Gewässereinzugsgebiete *Eunotia sudetica* weitgehend aussterben wird, zumals sie bereits jetzt „stark gefährdet“ ist (LANGE-BERTALOT 1996). Dennoch gibt es offenbar immer noch kurzfristige pH-Einbrüche, was das nach wie vor massenhafte Auftreten von *Eunotia subarcuatoides* vermuten läßt. Die Verhältnisse des Jahres 2001 sind an dieser Stelle noch am ehesten mit den Verhältnissen im Mündungsbereich der Kleinen Kinzig vergleichbar, denn dort lag die Grundlinie der pH-Werte

Diskussion

auch in den achtziger Jahren nahe bei 7,0. Aber es gab dort seinerzeit immer wieder sehr starke pH-Einbrüche, die aufgrund umfangreicher Untersuchungen als Ursache für das seinerzeit sehr massenhafte Vorkommen von *Eunotia subarcuatooides* anzusehen sind. Auch dort gab es nie *Eunotia sudetica*, offenbar, weil diese Art, wie die eigenen Untersuchungen nahelegen, zwar einen vorübergehenden Anstieg der pH-Werte in den Neutralbereich verkraftet, aber die Grundlinie am Fundort muß unter pH 5,5 liegen. Dies ist im Dürreychbach offenbar nicht mehr gegeben. Diese Hypothese wird auch gestützt durch die Tatsache, daß in den achtziger Jahren, als ein Längsprofil des Dürreychbaches angelegt wurde, ab der Stelle, an der der pH-Wert erstmals im Verlauf der Fließstrecke 6 überstieg, *Eunotia sudetica* weitgehend verschwunden, bzw. durch *Eunotia minor* abgelöst war.

Obwohl offenbar diese Stelle noch akut versauert ist, spricht das Ansteigen der pH-Werte und das damit verbundene Verschwinden von *Eunotia sudetica*, aber auch das Hervortreten von *Diatoma mesodon* und *Surirella roba* dafür, daß bereits Ansätze für einen Rückgang der Versauerung vorhanden sind. Ein sehr deutlicher Hinweis ist der Rückgang sowohl der indifferent-acidophilen Arten, als auch der versauerungssteten und versauerungsholden Taxa.

Weiterhin spricht auch der Rückgang der Dominanzidentität von oft über 80% auf meistens nur noch 60%-80% für einen Rückgang der Versauerung. Anthropogen versauerte Gewässer zeichnen sich ja aufgrund eigener Ergebnisse unter anderen auch durch hohe Dominanzidentitäten aus, auch bei unterschiedlichen Substraten, wegen der fehlenden Substratspezifität. Ansonsten kommt es hier offenbar auch zu einer Veränderung des Arteninventars und nicht nur zu einer Verschiebung der Dominanzidentität, wie in anderen versauerten Gewässern. Dazu trägt unter anderem das völlige Verschwinden von *Eunotia sudetica* aus den Proben bei. Das Ergebnis ist so zu interpretieren, daß ein sehr geringer Rückgang der Versauerung zu verzeichnen ist, der bisher nur diatomologisch, aber noch nicht chemisch nachzuweisen ist.

Der untere Bereich des Dürreychbaches in Höhe des Pegelhäuschen war auch in den achtziger Jahren nur kritisch versauert und die pH-Werte lagen im Bereich von 6-7. *Eunotia sudetica* war bereits weiter oberhalb, in der ersten Beprobungsstelle mit einem pH-Wert über 6, verschwunden. Statt dessen trat hier nun *Eunotia minor* in sehr großer Häufigkeit auf, was inzwischen auch nicht mehr der Fall ist.

Für „kritisch versauert“ sprechen übereinstimmend sowohl die beiden vorhandenen Datensätze zur Berechnung des Chemischen-Versauerungsindex, als auch der Biologische-Versauerungsindex.

Der einzelne für 2001 vorhandene Wert für den Chemischen-Versauerungsindex ist zwar nicht unbedingt als repräsentativ anzusehen, aber er lag in Übereinstimmung mit den Veränderungen in der Biozönose erwartungsgemäß höher als der Wert auch den achtziger Jahren. Zumindest auf Steinen war der Biologische-Versauerungsindex auch zuvor deutlich negativ, lediglich innerhalb von Moosen und Algen wurden weniger negative Werte errechnet, was mit einem dort abweichenden Mikromilieu zusammenhängen dürfte. Bezogen auf das Epilithon lagen die Berechnungsergebnisse von 2001 beide unter dem Wert von Herbst 1989, was einem Rückgang der Versauerung entspricht. Ein Rückgang der anthropogenen Versauerung ist auch aufgrund des beträchtlichen Schwund an Kieselalgen der indifferent-acidophilen Artengruppe anzunehmen. Weiterhin spricht dafür der Anstieg der Artenzahl, der allerdings noch nicht statistisch gesichert ist. Zusammenfassend läßt sich sagen, daß diese Stelle wie in den achtziger Jahren nur kritisch versauert ist, es aber Hinweise dafür gibt, daß die Versauerung an dieser Stelle eher abnimmt.

4.4.5 Rotmurg und tributärer Bach

Die Rotmurg ist im wesentlichen als ein nur kritisch versauertes Gewässer anzusehen, das allerdings im Frühjahr, während der ersten Monate nach der Schneeschmelze in den achtziger Jahren saisonal schon ganz leicht „akut versauert“ war. Dies wird belegt sowohl durch den Biologischen-Versauerungsindex als auch durch den Chemischen-Versauerungsindex. Ein positiver Biologischer-Versauerungsindex indiziert, ebenso wie ein negativer Chemischer-Versauerungsindex, eine anthropogene Versauerung. In beiden Fällen liegen die Werte aber nur relativ knapp über 1,0, bzw. unter 1,0. Daher ist die Rotmurg selbst im Frühjahr nicht so stark akut versauert wie die bisher besprochenen Bäche, für die jeweils Werte berechnet wurden, die sehr viel weiter vom jeweiligen Grenzwert 1,0 entfernt liegen. Sowohl der Chemische-Versauerungsindex, als auch der Biologische-Versauerungsindex ergeben für das Herbst/Winter-Halbjahr in der Regel lediglich kritische Versauerung. Säureschübe können das Gleichgewicht der interspezifischer Konkurrenz derart beeinflussen, daß die biologische Wirkung auf dieses Ereignis mitunter mehr oder weniger stark zeitverzögert eintreten kann (STEINBERG & PUTZ 1991).

Die im Jahren 2001 gesammelten Proben ergaben im Herbst beim Chemischen-Versauerungsindex leicht und beim Biologischen-Versauerungsindex deutlich höhere Werte als im Frühjahr. Damit scheint der bisherige Jahreszyklus fortzubestehen. Jedoch indizieren nun sowohl der Chemischen-Versauerungsindex, als auch der Biologischen-Versauerungsindex sowohl für Frühjahr als auch für Herbst 2001 nur noch kritische Versauerung. Auch die

Diskussion

Berechnung des Spearman'schen Rangkorrelationskoeffizienten ergibt einen Anstieg, der für den Chemischen-Versauerungsindex nicht statistisch gesichert ist. Für den Biologischen-Versauerungsindex ist er hingegen „hoch signifikant“ was wiederum ein gutes Argument für dessen Leistungsfähigkeit ist.

Auf Seiten der epilithischen Diatomeenzönose macht sich der jahreszeitliche Zyklus am auffälligsten durch das Verhältnis von *Achnanthes helvetica* zu *Achnanthes oblongella* bemerkbar. Die stärker säure- und versauerungstolerante *Achnanthes helvetica* ist während der Zeit der niedrigen pH-Werte und der Säureschübe regelmäßig häufiger als in dieser Hinsicht weniger tolerante *Achnanthes oblongella*. In der Zeit der relativ hohen stabilen pH-Werte ab Spätsommer und während der üblicherweise im Winter auftretenden Frostrocknis, ist dagegen in der Regel die in Bezug auf Versauerung weniger tolerante *Achnanthes oblongella* häufiger. Dies kann nicht dahingehend interpretiert werden, daß *Achnanthes oblongella* etwa ein Herbstopotimum hat, denn in weniger stark versauerten Gewässern findet man diese Schwankungen nicht. Die jahreszeitliche Präferenz ist sogar genau gegenläufig, weil für diese Art dann die pH-Werte im Sommer und Herbst bereits zu hoch sind. Ein Beispiel für ein Gewässer in dem *Achnanthes oblongella* als Frühjahrsform auftritt ist z.B. der linke Ast des Rauhornbach. In Gewässern, die stärker versauert sind als die Rotmurg ist auch *Achnanthes helvetica* keine Frühjahrsform, sondern sie tritt dann eher als Herbstform auf. In der Kleinen Kinzig war sie z.B. 1988 und 1990 im Herbst häufiger. Dies kann so erklärt werden, daß die Kleine Kinzig z.B. im Frühjahr 1988 im Mündungsbereich für *Achnanthes helvetica* bereits zu stark versauert war. Sie kam deshalb nach der Schneeschmelze im Mai nur rezedent und ab Juli wieder subdominant vor. Bis zum Dezember war sie dann schließlich wieder dominant, aber bereits im Februar 1989 zum ersten Tauwetter schon wieder rezedent.

Hätten nur die Beobachtungen an der Rotmurg und ihres Seitengewässers vorgelegen, hätte man *Achnanthes helvetica* als Frühjahrsform und *Achnanthes oblongella* als Herbstform deuten müssen. Erst durch die große Zahl der unterschiedlichen, von ALLES (1998, 1999) untersuchten Gewässer wird deutlich, daß dies ein Trugschluß gewesen wäre, da die jeweiligen Maxima nicht von der Jahreszeit, sondern vom Säure- und Versauerungsstatus abhängig sind. Fazit: In stärker versauerten Gewässern kann *Achnanthes helvetica* als Herbstform auftreten, in weniger versauerten hingegen *Achnanthes oblongella* als Frühjahrsform.

Bemerkenswert ist auch hier wieder die für anthropogen versauerte Gewässer typische, hohe Dominanzidentität zwischen den einzelnen Proben. Untypisch ist die relativ niedrige Dominanzidentität zwischen den Substraten, die aber darauf beruhen dürfte, daß die Rotmurg eben nur „kritisch“ und nicht „akut“ versauert ist. Auch stellt die Auswertung der

Dominanzidentität im Vergleich zur Artidentität wiederum einen Beleg dafür dar, daß sich offenbar im Zuge rückläufiger Versauerung das Arteninventar insgesamt weitgehend unverändert bleibt. Der Rückgang der Säurebelastung schlägt sich vorwiegend in einer mehr oder weniger dramatischen Verschiebung der Verhältnisse der relativen Häufigkeiten nieder. Hin- und wieder tauchen aber trotzdem neue, bisher an dem betreffenden Fundort bisher nicht nachweisbare Taxa auf, während andere (z.B. *Eunotia sudetica* im Dürreychbach) verschwinden, bzw. zumindest so selten werden, daß sie in den gezogenen Proben nicht mehr nachweisbar sind. Selbst das Neuauftauchen einer Art beweist aber nicht, daß es am Fundort diese Art bisher nie gegeben hat, sondern lediglich, daß sie zumindest bisher zu selten war um innerhalb der gesammelten Proben mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit aufzutauchen.

Artenzahlen, Diversitätsindices und Evenness haben sich nicht wesentlich verändert, sie liegen 2001 innerhalb der Variationsbreite, die auch für die achtziger Jahre ermittelt wurden, doch die errechneten Trends sind allesamt nicht signifikant. Die Prognose einer steigenden Artenzahl läßt sich also für die Rotmurg, zumindest bisher, noch nicht belegen.

Das Seitengewässer ist der Rotmurg selbst sehr ähnlich, was sich nicht nur im Chemismus, sondern auch in der Diatomeenbesiedlung widerspiegelt. So war *Achnanthes helvetica* auch im Seitenbach die häufigste eudominante Art, oft gemeinsam mit *Eunotia exigua* auf Steinen und mit *Pinnularia subcapitata* auf anstehendem Fels. Hier ergibt sich eine Diskrepanz zwischen Chemischem- und Biologischem-Versauerungsindex. Aufgrund des Chemischen-Versauerungsindex sollte der Seitenbach eher weniger stark versauert als das Hauptgewässer sein, der Biologische-Versauerungsindex legt jedoch das Gegenteil nahe. In der Realität sind aber die Unterschiede zwischen diesen beiden Gewässern sehr gering.

Es war aber eher etwas stärker versauert als die Rotmurg selbst, denn der Biologische-Versauerungsindex liefert häufiger als diese positive Werte, die außerdem auch meist ein „1“ und nicht nur eine „0“ vor dem Komma haben. Aufgrund des Chemischen-Versauerungsindex ist dieser Seitenbach jedoch nicht akut versauert, denn alle Werte lagen über 1,0. Beim Rückgang des Säureeintrages wäre zu erwarten, daß der Chemische-Versauerungsindex und der RENBERG-pH-Wert steigen, während der Biologische-Versauerungsindex sinken müßte. Für alle drei Parameter wurde auch der erwartete Trend errechnet, aber nur für den RENBERG-pH-Wert und den Biologischen-Versauerungsindex ist dieser auch statistisch abgesichert.

Diskussion

4.4.6 Goldersbach

Der Goldersbach entwässert in einem Tal am Nordhang des Feldberges. Ein Großteil des Einzugsgebietes befindet sich in einem „natürlichen“ Fichtenwaldkomplex. Hier ist die Fichte aus klimatischen Bedingungen wohl weniger standortfremd als an vielen anderen Stellen. Auch pollenanalytische Untersuchungen liefern Hinweise dafür, daß die Zunahme der Fichte in den Hochlagen des Südschwarzwaldes durchaus natürliche Ursachen haben dürfte (STARK 1924). Dies erkennt man schon an der, hier im Vergleich zu Fichtenforsten sehr artenreichen und dichten, fichtenwaldtypischen Krautschicht. Entsprechend ist auch die Diatomeenflora zu bewerten, da alleine der hohe Fichtenanteil und die damit verbundene Auskämmwirkung der Säuren aus der Luft noch nicht die Vermutung einer rein durch Luftschadstoffe begründeten, anthropogenen Versauerung rechtfertigt. Die Schwefeldeposition war im Südschwarzwald bereits in den achtziger Jahren sehr gering (SCHOEN et al. 1984). GASCH et al. (1990) geht sogar davon aus, daß die Belastung mit Schwefeldioxid im Südschwarzwald so gering ist, daß es sogar zu einem Schwefelmangel in den Fichtennadeln kommt. Für „natürliche Versauerung“ spricht auch die Tatsache, daß der Goldersbach mesodystroph ist und trotz eines pH-Wertes um 6,5 keine Anzeichen für eine Aufklärung erkennbar sind, wie für anthropogen versauerte Gewässer typisch (STEINBERG 1991, 1993, ALMER et al. 1974, ALLES 1998/1999). Anthropogen akut versauerte Gewässer wären bei einem in Relation zu vergleichbaren Bächen hohen pH-Wert längst nicht mehr mesodystroph.

Es wird allerdings noch als „kritisch versauert“ indiziert. Jedoch sind die Werte mit meist <-5 schon sehr viel weiter im negativen Bereich, als bei der Rotmurg und auch zeitweilige Erhöhung in den positiven Bereich hinein wurde bisher nicht festgestellt. Die Grenze zu „versauerungsgefährdet“, die ALLES (1998, 1999) aufgrund eines „trial and error-Verfahrens“ auf -7 festgelegt hat, ist fast erreicht. Aufgrund des Auskämmungseffektes der Fichtenbestände ist die Annahme eines gewissen anthropogen-atmogenen Anteil am Säurestatus plausibel. Das Ergebnis einer jedoch nur sehr geringen Auswirkung des „Sauren Regens“ ist ebenfalls plausibel, da der Südschwarzwald einer erheblich geringeren Immissionsbelastungen ausgesetzt war, als der Nordschwarzwald (SCHOEN et al. 1984).

Da der Goldersbach nie richtig anthropogen versauert war, sollte es auch keine sehr gravierenden Veränderungen aufgrund des Rückganges der Immissionsbelastung geben. Insofern entspricht es den Erwartungen, daß für Artenzahl, Diversitätsindex und Evenness keine statistisch gesicherten Veränderungen feststellbar sind. Weiterhin wären bei einem versauerten Gewässer ein zunehmender Trend beim RENBERG-pH-Wert und ein abnehmender beim Biologischen-Versauerungsindex zu erwarten. Beide Trends haben das „richtige“

Vorzeichen! Aber beide sind auch nicht signifikant, was den Erwartungen entspricht, wenn der Goldersbach bisher nicht versauert war. Da aber dennoch zumindest ein kleiner Anteil an anthropogener Versauerung beteiligt sein müßte, ist es auch nicht ausgeschlossen, daß sich der Rückgang selbst dieser nur sehr geringfügigen Versauerung bemerkbar machen könnte. In diesem Fall wäre aber der statistische Nachweis schwerer zu führen, da sich die Konsolidierung kaum von Zufallsschwankungen abhebt. Zu erwarten wäre daher ein Trend, der zwar in die richtige Richtung weist, der jedoch nicht signifikant ist. Genau diesen nicht signifikanten Trend mit dem richtigen Vorzeichen liefert aber der SPEARMANN'sche Rangkorrelationskoeffizient, d.h. die vorgefundene Ergebnisse stimmen gerade deshalb weil sie nicht signifikant sind exakt mit den Prognosen überein!

Es stellt sich nun die Frage, wie weit die Ergebnisse nun auch mit dem chemischen Meßwerten belegt werden können. Tatsächlich würde der Chemische-Versauerungsindex für die achtziger Jahre kritische Versauerung indizieren, so wie auch der Biologische-Versauerungsindex. Dabei ist zu berücksichtigen, daß der Goldersbach einen relativ hohen Gehalt an gelösten Fulvinsäuren aufweist. Dies ist ein Argument dafür, daß „natürliche“ Versauerung die „anthropogene“ Komponente teilweise überlagert, bzw. kompensiert, wie für die Moorbäche diskutiert wird.

Außerdem muß von einer relativ großen Ungenauigkeit des Chemischen-Versauerungsindex ausgegangen werden, da er sich aus vier Einzelwerten zusammensetzt, die natürlich jeweils fehlerbehaftet sind. So ist es nur schwerlich vorstellbar, daß der Chemische-Versauerungsindex innerhalb von nur 20-30 Meter von 1,5 auf nahezu 1,0 fällt. Deshalb ist diese Diskrepanz mit hoher Wahrscheinlichkeit auf Meßungenauigkeit zurückzuführen. Obwohl der Biologische-Versauerungsindex natürlich zunächst am Chemischen-Versauerungsindex geeicht wurde, mitteln sich solche Fehler bei der großen Zahl von Proben heraus. An diesem Beispiel wird deutlich, daß man sich eher auf den Biologischen-Versauerungsindex als auf den Chemischen-Versauerungsindex verlassen sollte. Ersterer spricht nicht dafür, daß der Chemismus des Goldersbach häufiger in den akut versauerten Bereich fallen könnte. Dennoch ist es erwähnenswert, daß der Chemische-Versauerungsindex signifikant steigt, d.h. auch die chemischen Daten legen nahe, daß der anthropogene Anteil an der Versauerung rückläufig ist. Der bei einem überwiegen natürlich sauren Gewässer ebenfalls zu erwartende Anstieg der UV-Absorption bei 254 nm ist ebenfalls statistisch gesichert. Der nicht signifikant steigende Trend beim RENBERG-pH-Wert hat übrigens seine Entsprechung beim ebenfalls nicht signifikant steigenden Trend des gemessenen pH-Wertes.

Diskussion

Die Dominanzidentität belegt, daß sowohl am Goldersbach selbst, als auch am stark dystrophen Seitenbach die Substratspezifität relativ hoch ist. Dies ist typisch für unversauerte und teilweise auch für vermoorte Bäche, es wäre aber untypisch für anthropogen versauerte Fließgewässer. Ansonsten unterscheidet sich die Dominanzidentität der neuen Proben mit den alten innerhalb der üblichen Streuung nicht erkennbar von derjenigen der alten oder der neuen Proben untereinander. Die Diatomeenzönose hat sich also nicht erkennbar gegenüber den achtziger Jahren verändert. Bezüglich der Artenzusammensetzung das einzig auffällige ist die Beobachtung, daß in den achtziger Jahren mitunter auch *Eunotia exigua* unter den dominanten, mitunter sogar den eudominanten Taxa gefunden wurde. Allerdings war *Eunotia exigua* nie die häufigste Art, wie dies in anthropogen versauerten Bächen oft der Fall war. Inzwischen ist dieses Taxon deutlich seltener, was als Hinweis auf einen rückläufigen anthropogenen Anteil am Säurestatus betrachtet werden kann.

Das eudystrophe Seitengewässer zeigt im wesentlichen die Diatomeenzönose eines Moorbaches, woran sich auch im Jahre 2001 nichts geändert hat, so wie dies auch bei anderen Moorbächen der Fall ist.

4.4.7 Stutzbach

Der Stutzbach war zwar sauer, war aber zu keinem Zeitpunkt als „versauerungsgefährdet“ einzustufen, da die Depositionsbelastung gering, die Pufferkapazität aber relativ hoch war. Im Gegensatz zum Goldersbach war er zu keinem Zeitpunkt dystroph. Die niedrigen pH-Werte sind daher auf einen hohen Gehalt an Kohlensäure zurückzuführen, der aber im Verlauf der Fließstrecke ausgetrieben wird, weshalb der pH-Wert im Verlauf der Fließstrecke schnell steigt. Der hohe Gehalt an Kohlensäure ist sicherlich verursacht durch die Quellnähe, die eine sehr starke Schüttung aufweist, so daß der Stutzbach bereits wenige Meter hinter der Quelle 1 bis 1,5 Meter breit ist. Der Seitenbach hat bereits eine länger Fließstrecke hinter sich und deshalb ist dort die überschüssige Kohlensäure längst ausgetrieben. Aus diesem Grund wurden dort immer pH-Werte über 7 gemessen, im Stutzbach selbst dagegen meist Werte um 6,5.

Wie im Goldersbach nehmen die RENBERG-pH-Werte zu und der Biologische Versauerungsindex nimmt ab. Wie beim Goldersbach sind auch wenn beide Trends so schwach ausgeprägt, daß sich statistisch noch nicht gesichert sind, weil die Säurebelastung hier nur sehr gering war. Damit entsprechen der Ergebnisse den Erwartungen, wie auch schon im Zusammenhang mit dem Goldersbach ausgeführt. Auch Anstieg von Diversitätsindex und Evennes entspricht den Erwartungen, und diese Trends sind durchaus statistisch gesichert. Die relativ geringe Dominanzidentität ist typisch für derartige Gewässer, die nicht

versauerungsgefährdet sind. Da hier auch unterschiedliche Substrate verglichen werden, spiegelt sich teilweise auch die Substratspezifität wieder, die in unversauerten Bächen relativ hoch ist. In Relation zur vergleichsweise großen Heterogenität den Diatomeenvergesellschaften sind die Unterschiede zwischen der Quelle und dem eigentlichen Bachlauf relativ gering.

Möglicherweise ist die statistisch gesicherte Zunahme von Diversitätsindex und Evenness auf einen abnehmenden Säureeintrag zurückzuführen. Vielleicht gibt es hier noch weitere Streßfaktoren, die sich inzwischen ebenfalls verringert haben und auf diese Weise den Anstieg von Diversitätsindex und Evenness erklären könnten. Die Immissionsbelastung war hier in Relation zur Pufferkapazität so gering, daß es schwer vorstellbar ist, daß sich der allenfalls nur sehr geringe Rückgang ausgewirkt haben könnte. Aufgrund des Biologischen-Versauerungsindex nach ALLES ist der Stutzbach, seine Quelle und der von rechts kommende Seitenbach „nicht versauerungsgefährdet“, denn alle Werte liegen bei knapp –10 oder darunter. Dies steht im Einklang mit den chemischen Werten, denn der Chemische-Versauerungsindex unterschritt zu keinem Zeitpunkt und an keiner Stelle den Wert 2,0, d.h. es sind noch mehr als doppelt so viele Kalzium- und Magnesium-Ionen vorhanden, als Sulfat-Ionen plus $\frac{1}{2}$ Nitrationen ($\frac{1}{2}$ weil Salpetersäure nur einwertig ist). Damit ist auch von der chemischen Seite her derzeit keine Versauerungsgefährdung anzunehmen. Der Stutzbach ist daher ein gutes Beispiel für die Argumentation von ALLES (1998, 1999). Der Autor vertritt seit längerem die Ansicht, daß anthropogene Versauerung und niedriger pH-Wert zwei verschiedene Dinge sind. Ein niedriger pH-Wert läßt nicht notwendigerweise auf anthropogene Versauerung schließen, selbst dann, wenn keine gelösten Huminstoffe zugegen sind. Umgekehrt läßt sich aber auch bei hohen pH-Werten keineswegs schließen, daß das Gewässer nicht versauert ist (STEINBERG 1992). So gibt es durchaus Stellen, an denen man bei wenigen Messungen im Jahr vermutlich immer pH-Werte um 7,0 feststellen wird, da man nur selten zufällig während der seltenen pH-Einbrüche, die aber die Diatomeenflora entscheidend prägen, zugegen ist. Die Mündung der Kleinen Kinzig wäre ein Beispiel für eine derartige Stelle.

Dominanzidentitäten und Artidentitäten von 40%-60% sind typisch für unversauerte und oligotrophe Fließgewässer (ENGELBERG 1987, WERUM 2001 und eigene unveröff. Erg.), bei ausgeprägten Aspektwechselln innerhalb des gleichen Aspektes. Gleichzeitig ist auch eine relativ hohe Substratspezifität typisch, die allerdings erst beim genaueren Hinsehen auffällt, da auch beim gleichen Substrat die Dominanzidentität öfter 40% unterschreitet. Die neuen Proben aus dem Jahr 2001 sind hingegen überhaupt nicht auffällig, d.h. weder die Artenzusammensetzung noch die Dominanzverhältnisse haben sich wesentlich verändert. Das ist auch nicht zu erwarten, denn dort wo sich eine anthropogene Versauerung nie erkennbar ausgewirkt hat, kann auch der Rückgang der Emission keine deutlichen Auswirkungen haben. Bei genauerem Hinsehen sieht

Diskussion

man aber doch geringe Fluktuationen, die aber auch zufällig sein können, da die Häufigkeit der einzelnen Arten hier offenbar auch größeren Zufallsschwankungen unterliegt. Bemerkenswert ist das Vorkommen von *Eunotia minor*, die ALLES (1995, 1998, 1999) als acidophil, aber als versauerungssensibel einstuft. Der Stutzbach und vor allem das kleine Seitengewässer beheimatet eine Reihe Arten, die in der „Roten Liste“ von LANGE-BERTALOT (1996) als „zurückgehend“ (*Achnanthes bioretii*, *Achnanthes subatomoides*, *Achnanthes lapidosa*) oder als „extrem selten“ klassifiziert sind, wie *Achnanthes rechtensis*, *Achnanthes silvahercynia*, *Navicula pseudarvensis* und *Navicula silvaherynia*. Darüberhinaus findet sich hier auch Arten, die mit „Gefährdung anzunehmen“ markiert sind, wie *Navicula ignota* var. *acceptata*, *Pinnularia stomatophora*, *Caloneis tenuis*, *Achnanthes kranzii* und *Achnanthes daonensis*, allerdings sind alle diese Arten hier nicht besonders häufig. *Eunotia steineckeii* und *Diploneis petersenii*, die ebenfalls hin und wieder im Stutzbach zu finden sind sind sogar als „stark gefährdet“, bzw. als „gefährdet“ eingestuft. *Achnanthes silvahercynia* ist im Schwarzwald eigentlich gar nicht so selten, aber nach ALLES (1998, 1999) „versauerungsmeident“, d.h. sie gehört der Artengruppe an, die gegenüber anthropogenen Versauerung am empfindlichsten ist. Sie ist zwar euryvalent-alkaliphil, aber benötigt anscheinend elektrolytärere Gewässer, die leicht zur Versauerung neigen, was der Grund sein mag, daß dieses Taxon früher sehr stark zurückgedrängt wurde. Bezeichnenderweise ist sie nun im Gewässerlauf häufiger als in der Quelle, da ihr direkt in der Quelle möglicherweise die pH-Werte noch zu niedrig sind. Auch war sie eher in dem kleinen Seitengewässer als im Stutzbach selbst besonders häufig, vermutlich weil dort die pH-Werte ständig über 7,0 liegen. Aufgrund der vielen seltenen Arten aus der „Roten Liste“ ist das Stutzbach-System als eines der ökologisch „wertvollsten“ Gewässer im Schwarzwald anzusehen.

4.4.8 Rauhornbach - Rechter Seitenast

Der Rauhornbach ist ein elektrolytarmes, aber neutrales Gewässer. Er verkörpert den elektrolytarmen, unversauerten Bach mit fast ständig neutralem bis alkalischen pH-Wert. Das gilt zwar auch schon für das Seitengewässer des Stutzbaches, aber nicht für den Stutzbach selbst, der schwach sauer aufgrund von Kohlensäure ist. Der Chemische-Versauerungsindex liegt so deutlich über 1,0 (1,3-2,2), daß trotz der Elektrolytarmut derzeit nicht von einer Versauerungsgefährdung eher nicht ausgegangen werden kann. Die Immissionsbelastung ist eher gering, die Grenze zu „akut versauert“ wird nicht auch nur angenähert erreicht, aber dennoch ist das Gewässer sehr elektrolytarm, so daß eine große Reserve an Pufferkapazität nicht zur Verfügung steht. Dieser Chemismus gibt Anlaß zur Hypothese, daß das Gewässer irgendwo im Grenzbereich zwischen „nicht versauerungsgefährdet“ und „versauerungsgefährdet“ eingeordnet werden sollte. In Übereinstimmung damit ergibt der

Biologische Versauerungsindex Werte im Grenzbereich zwischen „versauerungsgefährdet“ und „nicht versauerungsgefährdet“. Aufgrund der grundsätzlichen Schwierigkeit pH-Werte in derart elektrolytarmen Wässern genau zu messen und aufgrund der Tatsache, daß die Diatomeen ja immer im Wasser sind, und nicht lediglich während des Zeitraumes, in dem die Elektrode hineingehalten wird, neigt der Autor eher dazu Biologische Indices im Zweifelsfall für zuverlässiger zu halten als die entsprechenden gemessenen Werte. Der niedrigste Wert, den der RENBERG-pH-Wert liefert liegt sehr nahe an dem gemessenen niedrigsten Wert. Auch die Mittelwerte der gemessenen pH-Werte liegen mit einer Differenz von 0,3 pH-Einheiten recht nahe am Mittelwert der RENBERG-pH-Werte. Die Maximalwerte liegen allerdings um 0,6 pH-Einheiten über den gemessenen Maximalwerten. Dennoch ist es sehr gut vorstellbar, daß der pH-Wert durchaus zeitweilig auf 8,0 steigt, da er recht wenige beschattet ist. Auch wurden die Messungen meistens Vormittags vorgenommen, da das Gewässer recht weit unten im Murgtal liegt, d.h. das Gewässer war meistens während der Beprobungen eines der ersten Gewässer, das angefahren wurde. Im Zweifelsfall wurden die Maximalwerte mit der Elektrode gar nicht erfaßt, die Diatomeen waren ihnen aber dennoch ausgesetzt.

Der Rauhornbach zeichnet sich entsprechend seines niedrigen Versauerungsstatus durch einem, im Vergleich mit versauerten Gewässern, sehr hohen Artenreichtum und einem entsprechend hohem Diversitätsindex aus. Weil dieser Bach nie anthropogen versauert war, ist auch nicht zu erwarten, daß ein Rückgang der Depositionsbelastung zu wesentlichen Veränderungen seiner Diatomeegesellschaft führt. Da aber kein Gewässer sich gänzlich der Immissionsbelastung entziehen konnte, sind auch zumindest geringe Veränderungen nicht auszuschließen. In diesem Sinne ist es zu verstehen, daß es keine signifikanten Veränderungen von Artenzahl und Diversitätsindex gibt. Die Evenness scheint aber dennoch leicht zu steigen, was entweder Zufall ist, oder aber auch einem, wenn auch sehr geringen, Effekt nachlassenden Sulfateintrages beruht. Das dies tatsächlich der Fall ist, erkennt man daran, daß der Chemische-Versauerungsindex signifikant steigt. Dieser lag aber auch früher schon zu hoch um biologische Auswirkungen zu haben. Deshalb ergeben auch weder der RENBERG-pH-Wert, noch der Biologische-Versauerungsindex signifikante Trends. Dies war auch nicht zu erwarten war, da die Zönose auch bisher nicht durch den „Sauren Regen“ beeinflusst war. Der Rauhornbach wurde schließlich als Referenzbach für ein unversauertes elektrolytarmes Gewässer ausgewählt. Jedes andere Ergebnis würde daher überraschen, da dies ja bedeuten würde, daß er ganz so unversauert wie bisher vermutet, doch nicht gewesen sein kann.

Wie bei unversauerten Gewässern die Regel, ist die Substratspezifität hier sehr hoch. Weiterhin ist die Saisonalität stärker ausgeprägt als in den akut versauerten Gewässern, zumindest soweit

Diskussion

es die achtziger Jahre betrifft. Lediglich in den nicht akut versauerten Gewässern oder Gewässerstellen wurden ähnlich hohe Substratspezifitäten nachgewiesen.

Dominanzidentitäten von 40%-60% für Vergleiche epilithischer Diatomeenvergesellschaften sind für unversauerte Gewässer normal. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt auch WERUM (2001) bei Quellgewässern innerhalb eines geologisch einheitlichen Gebietes. Trotzdem findet man im Rauhornbach sehr oft Dominanzidentitäten von 60%-80% auf, wie man sie normalerweise eher in anthropogen versauerten Gewässern auftreten. In einigen Fällen übersteigt die Dominanzidentität sogar 80%. Die Zönose ist hier also ungewöhnlich stabil. Die 2001 gesammelten Proben zeigen zwar eher nur 40%-60% Dominanzidentität, was aber innerhalb der zu erwartenden Streubreite unbeeinflusster Gewässer liegt (WERUM 2001). Wesentliche Unterschiede im Vergleich zu früheren Proben sind daher erwartungsgemäß nicht aufgetreten, bzw. sie liegen innerhalb des Bereiches jahreszeitlicher Schwankungen. Der Rückgang der ohnehin nur minimalen Immissionsbelastung mag dazu beigetragen haben, daß im Schnitt Dominanzidentitäten mit den alten Proben, die über 60% liegen, seltener aufgetreten sind. Vor allem bei der Artidentität fällt aber auf, daß nur noch 40%-60% beim Vergleich mit Proben aus den achtziger Jahren erreicht werden, d.h. das Arteninventar hat sich schon etwas geändert. Typisch für einen Rückgang der anthropogenen Versauerung scheint aber eher eine Verschiebung der Dominanzverhältnisse, nicht jedoch eine grundlegende Veränderung des Arteninventars als solches zu sein. Hierfür kommen auch noch andere Ursachen, z.B. veränderte Trophiebedingungen infrage, bzw. die nun stärkere Beschattung infolge der Tatsache, daß die Jungbäume, die in den achtziger Jahren dort standen, inzwischen gewachsen sind. Als Fazit läßt sich sagen, daß der Rückgang der ohnehin nicht hohen Immissionsbelastung zu sehr geringen, aber nicht gravierenden Veränderungen der Zönose geführt hat, aber die frühere Theorie, daß dieses Gewässers weitgehend unversauert war durch die neuen Daten weitestgehend bestätigt wird. Da die in der „Roten Liste“ (LANGE-BERTALOT 1996) als „gefährdet“ eingestuft Arten *Achnanthes daonensis* und *Navicula ignota* hier vorkommen, wobei erstere sogar eudominant ist, ist dieses Gewässer „ökologisch wertvoll“, wenn auch nicht im gleichen Maße wie der Stutzbach.

4.4.9 Rauhornbach - Linker Seitenast

Zunächst fällt auf, daß die gemessenen pH-Werte zwar im Mittel mit jenen im rechten Ast übereinstimmen, die Diatomeenzönose jedoch offenbar niedriger Werte anzeigt. Dies scheint dennoch plausibel, da dieser Ast erheblich stärker beschattet ist, d.h. der Entzug von Kohlensäure durch Photosynthese ist geringer. Deshalb ist plausibel, daß der pH-Wert dieses Gewässers im Sommer bei voller Sonneneinstrahlung weniger stark ansteigt. In diesem Fall

neigt der Autor eher dazu, die RENBERG-pH-Werte als realistischer anzusehen, als dies bei den gemessenen pH-Werten der Fall ist. Auch der Diversitätsindex liegt hier eher etwas niedriger als im rechten Ast. Außerdem ist der Chemische-Versauerungsindex hier eher geringer als dort, was es plausibel erscheinen läßt, daß der Biologische-Versauerungsindex hier bereits eindeutig „versauerungsgefährdet“ indiziert. In einem Gewässer, das zumindest „versauerungsgefährdet“ ist, hatte der „Saure Regen“ bereits Auswirkungen, auch wenn die hier etwas geringer waren, als bei kritisch bis akut versauerten Gewässern. Daher ist zu erwarten, daß sich hier, im Gegensatz zum rechten Seitenast, der Rückgang der Immissionsbelastung auch auswirkt. Tatsächlich zeigen sich diese Auswirkungen in einem statistisch signifikanten Rückgang des Biologischen-Versauerungsindex und einem schwach signifikanten Anstieg des RENBERG-pH-Wertes. Auch der schwach gesicherte Anstieg der Evenness war in diesem Fall zu erwarten, weiterhin auch ein Anstieg der Artenzahl, der aber noch nicht nachzuweisen ist und ein Anstieg des Diversitätsindex, der zwar auch errechnet wurde, der aber nicht statistisch gesichert ist.

Der Chemische-Versauerungsindex ist zwar signifikant negativ, d.h. die Versauerung nimmt zu. Jedoch gibt es für das Jahr 2001 nur einen einzigen Vergleichswert, während hier die Versauerung zwischen 1987 und 1989 tatsächlich zugenommen hat, d.h. dieser Trend mag zwar signifikant sein, er ist aber nicht mehr aktuell, da es nicht genügend neuere Proben gibt und daher die Entwicklung zwischen 1987 und 1989 wiedergespiegelt wird.

Die Dominanzidentität ist hier durchweg höher als im rechten Ast, was an der geringfügig stärkeren Säurebelastung liegen mag. Im Zuge eines Rückganges der Versauerung ist mit einer Veränderung der Dominanzverhältnisse zu rechnen. Tatsächlich treten hier Unterschiede in der Dominanzidentität deutlicher zutage als im rechten Seitenast. Diese scheinen zwar zunächst nicht größer zu sein als dort, aber es gilt zu Bedenken, daß Dominanzidentitäten unter 60% hier früher praktisch nicht vorgekommen sind, sieht man einmal von den beiden im April 1988 gesammelten Proben ab, die noch stärker von der Regel abweichen, aber untereinander eine besonders hohe Dominanzidentität aufweisen. Dies könnte ein Hinweis auf einen im Frühjahr 1988 besonders heftigen Versauerungsschub gewertet werden, was sowohl die stark Abweichung als auch die hohe Dominanzidentität erklären würde. Die Versauerungstabelle zeigt, daß der April 1988 der einzige Zeitpunkt war, als zumindest einmal knapp die Grenze zu „kritisch versauert“ unterschritten wurde, was die Abweichung diese Hypothese sehr plausibel erscheinen läßt. In diesem Zusammenhang wäre dann die geringere Abweichung der Dominanzidentität mit Proben des Jahres 2001 als Auswirkung des Rückganges der Immissionsbelastung ebenfalls plausibel erklärt, da diese sich ja auch in anderen Ergebnissen niederschlägt. Tatsächlich kommt hier *Eunotia exigua* relativ häufig vor, während sie im rechten Ast völlig fehlt. Da diese Art ein Indikator für anthropogene Versauerung ist, spricht

Diskussion

ihr nicht ganz so seltenes Auftreten tatsächlich dafür, daß hier die Depositionsbelastung geringfügig größer ist.

Weiterhin ist hier *Achnanthes oblongella* links häufiger als rechts. Dieses Taxon ist zwar versauerungssensibel, aber nicht wie *Achnanthes daonensis* versauerungsmeidend (ALLES 1998, 1999). Auch dies spricht für eine etwas stärkere Depositionsbelastung im linken Ast. Bemerkenswert ist, daß hier *Achnanthes oblongella* als Frühjahrsform auftaucht, während sie in stärker durch Säureeintrag belasteten Gewässern wie der Rotmurg eine Herbst-Winter-Form darstellt. Die jeweiligen jahreszeitlichen Maxima von *Achnanthes oblongella* spiegeln nichts anderes als ihre Toleranz gegenüber anthropogener Versauerung wieder, echte jahreszeitliche Präferenzen unabhängig vom Säurehaushalt der Gewässer sind nicht nachweisbar. Im Rauhornbach ist das Ausmaß der Versauerung nur im Frühjahr stark genug um dieser Art einen Konkurrenzvorteil zu sichern, in der Rotmurg hingegen, ist er nur im Herbst-Winter-Halbjahr gering genug um ihr einen Vorteil zu verschaffen.

4.4.10 Sasbach

An den beiden oberen Stellen vor und hinter der Geröllhalde war die UV-Absorption sehr hoch und dies hat sich nicht geändert. Der pH-Wert ist leicht gestiegen, liegt aber nach wie vor ca. bei 4 im Pufferbereich der Fulvinsäuren. Zeitweilig war der pH-Wert aber sogar bis in den Pufferbereich des Eisens abgesunken. Sehr aufschlußreich sind hier die Versuche von JOHANNESSEN (1980), aus denen hervorgeht, daß die Pufferkapazität der gelösten Huminstoffe durch Aluminium zerstört wird, selbst wenn diese aufgrund eines zu geringen pH-Wertes nicht ausgefällt werden. In immissionsbelasteten Bächen ist der Schluß auf eine hohe Pufferkapazität infolger einer hohen UV-Absorption nicht unbedingt zwingend, auch wenn dies ohne Depositionsbelastung sicherlich stimmen würde, weil damit keine hohe Mobilisierung von Aluminium verbunden wäre. Folglich konnte es zu einer temporären pH-Absenkung in den Eisenpufferbereich kommen, die bei geringerer Sulfatimmission weniger wahrscheinlich sein sollte.

Dieses Beispiel zeigt, daß Gewässer, deren hauptsächliches Puffersystem dasjenige der gelösten Huminstoffe ist, auf zweierlei Weise versauern können. Ihr pH-Wert kann noch weiter absinken, wenn die Pufferkapazität der Fulvinsäuren erschöpft ist, er kann aber auch ansteigen, wenn es zur Ausfällung der Fulvinsäuren kommt (Aufklärung), was ebenfalls eine Folge des „Sauren Regens“ darstellt. Ein Rückgang der anthropogenen Versauerung kann daher zu einer pH-Absenkung, statt zu einer pH-Erhöhung, führen. Aus ökologischer Sicht entscheidend ist aber nicht der pH-Wert, sondern die Annäherung an den potentiell natürlichen Zustand,

unabhängig davon ob dieser nun bei tieferen oder bei höheren pH-Werten zu suchen ist. Im vorliegenden Fall ist der pH-Anstieg in den Pufferbereich der Fulvinsäuren eine Annäherung an den potentiell natürlichen Zustand, in anderen Fällen die pH-Absenkung in die Nähe dieses Bereiches. In nicht vom Mooren beeinflussten Gewässern hingegen ist der potentiell natürliche Zustand in der Regel bei einem pH-Wert im Pufferbereich des Hydrogenkarbonates zu erwarten.

Der Biologische-Versauerungsindex indiziert für alle Proben Vermoorung. Wäre dies nicht der Fall, so würden die numerischen Werte, welche der Index liefert, für die achtziger Jahre überwiegend „kritisch versauert“ indizieren, für die Proben des Jahres 2001 jedoch ausnahmslos nur „versauerungsgefährdet“. Tatsächlich ist dieses Gewässer auch überwiegend als „natürlich versauert“ zu sehen. Da es dennoch Hinweise dafür gibt, daß hier das Puffersystem der Fulvinsäuren zeitweilig geschwächt war, ist es von Interesse nach Hinweisen dafür in der Artenliste zu suchen. Dabei fällt auf, daß hier auch *Eunotia exigua* relativ häufig war, also eine Art, deren ökologischer Schwerpunkt eindeutig in anthropogen versauerten Gewässern liegt, und die für Moorbäche eher untypisch ist. Dies kann als Hinweis auf eine Schwächung des Fulvinsäure-Puffersystems verstanden werden. Unklar ist nun, wie in diesem Fall *Pinnularia subcapitata* zu bewerten ist, denn diese Art kommt auch in dystrophen Gewässern vor. Sie wurde von ALLES (1998, 1999) aufgrund umfangreicher Auswertung ihrer ökologischen Daten als „versauerungstolerant“ eingestuft, zählt also noch zu den „Versauerungszeigern“ und nicht zu den „Versauerungsflüchtern“ und „Vermoorungszeigern“, wenn auch nur mit geringem Indikationsgewicht. Obwohl diese Spezies auch in dystrophen Gewässern auftreten kann, ist eine gewisse Affinität zu anthropogen versauerten Gewässern, nicht zu übersehen. Die Tatsache, daß diese Art hier in den achtziger Jahren teilweise sogar eudominant vorkam, und das noch in Vergesellschaftung mit *Eunotia exigua*, scheint für die Hypothese zu sprechen, daß dieses Moorgewässer zu einem gewissen Grad auch von anthropogener Versauerung beeinflusst war.

Wenn Sulfat-Deposition zurückgeht, dann sollte die Aluminium-Mobilisierung zurückgehen und damit die Pufferkapazität der Fulvinsäuren steigen. Es wäre in der Folge ein Rückgang der Indikatoren für anthropogene Versauerung zu erwarten, die man in einem derart dystrophen Gewässer normalerweise nicht vermuten würde. Tatsächlich ist an beiden Stellen nun *Eunotia exigua* in den einzelnen Proben entweder nicht mehr, oder nur noch subrezent zu finden. *Pinnularia subcapitata* wurde 2001 in keiner der Proben vor der Geröllhalde mehr eudominant und dahinter nur noch subdominant gefunden, was ebenfalls dafür spricht, daß ein früher vorhandener, anthropogener Anteil an der Versauerung nun weitgehend verschwunden ist. Diversitätsindex und Artenzahl haben sich nicht wesentlich geändert, weil der Charakter dieses

Diskussion

Baches, trotz einiger erkennbarer Einflüsse des „Sauren Regens“ auch bisher schon überwiegend durch einen Moorcharakter gekennzeichnet war, so daß größere Veränderungen hier auch nicht zu erwarten sind. Damit steht in Übereinstimmung, daß sich auch Arteninventar und Dominanzidentität seit den achtziger Jahren nicht wesentlich geändert.

Weiter bachabwärts an der Brücke im Wald (Stelle 045.3) ist die UV-Absorption seit den achtziger Jahren gestiegen. Erstaunlich ist, daß hier 1988/1989 saprotrophe und verschmutzungsresistente Arten vorkamen, insbesondere *Navicula atomus* var. *atomus*, die normalerweise nur im neutralen bis alkalischen Milieu zu finden ist, war sogar dominant bis eudominant. ALLES (1998, 1999) versuchte dies mit dem Abbau der ausgefällten organischen Stoffe zu erklären, d.h. damit, daß an dieser Stelle die Aufklärung infolge der Fällung von gelösten Huminstoffen begonnen hat. Eine andere Erklärung ist auszuschließen, da hier mitten im Wald weitab von jeglicher menschlichen Ansiedlung nicht mit Abwassereinleitungen zu rechnen ist. Verschmutzungsrestistente und verschmutzungstolerante Taxa sind inzwischen vollständig verschwunden. Gleichzeitig ist nun die UV-Absorption deutlich höher. Daher liegt die Vermutung nahe, daß inzwischen an dieser Stelle keine organische Substanz mehr ausfällt und abgebaut wird, d.h. die Aufklärung des Gewässers rückläufig ist. Ansonsten wurde dieser Abschnitt aber weitgehend von „Vermoorung“ geprägt, und daran hat sich auch nichts geändert. Alle Trends sind nicht sigifikant, weil dies aus diesem Grund auch nicht zu erwarten ist. Der steigende Versauerungsindex relativiert sich, da nach wie vor „Vermoorung“ indiziert wird. Lediglich die Evenness steigt signifikant, was in diesem Fall aber nur darauf hinweist, daß der Lebensraum nun weniger degradiert ist. Dies kann auch mit dem Rückgang der organischen Belastung aufgrund der Fulvinsäure-Ausfällung zu tun haben. Gegenüber den oberen Stellen hat sich die Diatomeenzönose deutlich verändert, wie aus der geringen Dominanzidentität mit den Proben von weiter oberhalb ersichtlich ist. Die beschriebenen Veränderungen der Milieuverhältnisse kommen auch als mögliche Ursache für die niedrige Dominanzidentität zwischen den alten und den neuen Proben infrage.

Die UV-Absorption hat am Waldrand, an einer Stelle die in den achtziger Jahren noch vollkommen aufgeklart war (oligodystroph) nun den 10-fachen Wert (mesodystroph) als in den achtziger Jahren. Weiter unterhalb auf der Weide ist es noch immer der 5-fache Wert. Selbst im Mündungsbereich war die Konzentration gelöster Huminstoffe noch immer 4 mal so hoch, als in den achtziger Jahren. Alle diese Stellen waren in den achtziger Jahren noch oligodystroph, und nun sind alle mesodystroph. Obwohl für eine statistische Auswertung zu wenig Daten vorliegen ist es sehr auffällig, daß hier 2001 wesentlich mehr Arten gefunden wurden. Obwohl dies Einzelwerte sind, spricht nichts dafür, daß der Wert zufällig so stark erhöht sein könnte, da kein mit einem pH-Einbruch (MEESENBURG 1995) und einer verstärkten Ausspülung von Huminstoffen verbundenes Hochwasserereignis (STEIDLE & PONGRATZ 1984) damit verbunden

war. Dieser Effekt tritt in allen aufgeklärten Abschnitten von Moorbächen auf. Weil diese geographisch weit auseinander liegen und zu unterschiedlichen Zeiten aufgesucht wurden, kann dies kein Zufall sein, da dies in allen diesen Bächen gleichermaßen zu beobachten ist.

Aufgrund des Auftretens von *Gomphonema parvulum* var. *parvulum*, die ja eigentlich als abwassertolerant gilt, läßt sich nicht ausschließen, das die Zone mit der maximaler Ausfällung organischer Substanz nun weiter bachabwärts an diese Stelle gewandert sein könnte. Diese Stelle wird gerade noch als „kritisch versauert“ indiziert. Die nächste Stelle bachabwärts war 1987 nur noch zeitweilig „kritisch versauert“ und 2001 nur noch „versauerungsgefährdet“. Hier hat die versauerungsfiehende *Achnanthes oblongella* ein Maximum, aber bereits an der nächsten Stelle auf der Weide erreicht sie keine Eudominanz mehr und 2001 war sie hier nur noch subdominant. Dabei wird sie von versauerungsholden (z.B. *Achnanthes subatomoides*, *Diatoma mesodon*) und schließlich den versauerungsmeidenden Taxa (*Achnanthes daonensis*, *Achnanthes bioreti*) abgelöst. Insgesamt gehen also versauerungstoleranter Taxa bachabwärts immer mehr zurück und gleichzeitig hat sich ihr relativer Anteil auch im Jahre 2001 erheblich verringert. Im Mündungsbereich des Sasbaches ist schließlich sogar *Cocconeis placentula* eudominant. Diese Stelle war auch früher schon nur versauerungsgefährdet und ist es noch immer, allerdings mit Tendenz in Richtung auf –10.

4.4.11 Brotenaubach

Die Artenzahl ist im Oberlauf des Brotenaubaches seit 1987/1988 gestiegen, allerdings war sich auch 1986 schon einmal höher, vermutlich weil 1986 die anthropoene Versauerung ihren Zenit noch nicht erreicht hatte. Erstaunlicherweise traten hier auch Arten auf, die anthropogene Versauerung anzeigen, wie *Eunotia exiuga* und *Eunotia subarcuatooides*. Diese erlangt freilich nur eine geringe Bedeutung im Vergleich zu *Eunotia paludosa*. Im Vergleich dazu erreicht sie im benachbarten, anthropogen versauerten Brunnenwasser eine erhebliche Bedeutung, wohingegen dort *Eunotia paludosa* keine Rolle spielt. Dies mag, wie im Sasbach, damit zusammenhängen, daß das Fulvinsäurepuffersystem zwar noch vorhanden, aber schon etwas geschwächt war, weil der Eintrag natürlich flächendeckend stattfand. Die Fulvinsäuren konnten den Einfluß des „Sauren Regens“ im Oberlauf zwar beträchtlich mildern, aber nicht vollständig überdecken. Das geht so weit, daß einmal sogar „kritisch versauert“ indiziert wurde, anstelle von „vermoort“. Im Zusammenhang mit der flächendeckend abnehmenden Depositionsbelastung sind nun auch die Versauerungszeiger *Eunotia exigua* und *Eunotia subarcuatooides*, bis auf subrezedente Restbestände, aus diesem Moorgewässer vollständig

Diskussion

verschwunden. Der teilweise recht geringe Dominanzidentität beruht z.B. auch auf einer hohen Substratspezifität, wie sie für Moorgewässer typisch ist.

Kurz vor dem Mündung des Rotwassers waren aufgrund der fortgeschrittenen Aufklärung die Arten dystropher Bäche bereits durch Indikatoren für anthropogene Versauerung ersetzt. In der achtziger Jahren war diese Stelle „akut versauert“, da durch den Wegfall des Fulvinsäurepuffersystems die anthropogene Komponente nun voll zum tragen kam. Aufgrund der neuen Probe aus dem Jahre 2001 liegt nun nur noch eine kritische Versauerung vor. Man erkennt, daß die Versauerungszeiger (z.B. *Eunotia subarcatoides* und *Achnanthes helvetica*) als bestandsbeherrschende Formenkreise durch die gegenüber anthropogener Versauerung empfindlicheren Arten (z.B. *Achnanthes oblongella* und *Diatoma mesodon*) ersetzt wurden. Die ehemals eudominante *Eunotia subarcatoides* findet man nun nur noch subdominant.

Eine Diatomeenzönose innerhalb eines Blaualgenlagers zeigte bereits in den achtziger Jahren lediglich den Zustand „versauerungsgefährdet“ an. Dies kann damit erklärt werden, daß sich innerhalb des Blaualgenlagers ein abweichendes Mikromilieu ausbilden konnte, welches innerhalb des Lagers die dort lebende Diatomeengemeinschaft vor dem direkten Einfluß der fließenden Welle und ihrer versauerungsbedingten pH-Zusammenbrüche schützt.

Im Unterlauf ist die Aufklärung naturgemäß weiter fortgeschritten. Gleichzeitig steigen aber auch die pH-Werte. Gegenüber extremen pH-Einbrüchen sind solche aufgeklärten Moorgewässer offenbar stärker geschützt, da ein sprunghafter Anstieg der Protonenkonzentration hauptsächlich während Hochwasserereignissen auftritt und dabei gleichzeitig auch die Fulvinsäurekonzentration steigt. Deren restliche Pufferkapazität in Verbindung mit entgiftenden Komplexbildungseigenschaften mildert die pH-Schübe offenbar so weit ab, daß die Diatomeenzönose eine geringer Versauerung anzeigt als in vergleichbaren anderen Gewässern ohne dystrophen Oberlauf. Dies zeigt sich auch an anderen Stellen, z.B. am Kaltenbach, was auch den dort für ein anthropogen versauertes Gewässer relativ hohen Artenreichtum erklärt. Auch Moorgewässer können versauern, was sich im Unterlauf hauptsächlich in der Aufklärung äußert. Es stellt sich dann die typische Diatomeenflora anthropogen versauerter Gewässer ein, aber die Auswirkungen sind nie ganz so extrem als in Gewässern ohne dystrophen Oberlauf. Vor diesem Hintergrund ist erklärbar, daß der Unterlauf infolge der gestiegenen pH-Werte trotz weiter fortgeschrittener Aufklärung nur „kritisch versauert“ indiziert. *Eunotia exigua* und *Eunotia subarcatoides* werden hier nicht ganz so sehr zum beherrschenden Element als in den „akut versauerten“ Gewässern ohne dystrophen Oberlauf. Dafür finden sich aber aufgrund der entsprechend gestiegenen pH-Werte hier bereits *Eunotia minor*, *Diatoma mesodon* und *Surirella roba*. Der Rückgang der anthropogenen

Versauerung macht sich z.B. im Rückgang von *Eunotia subarcuatoidea* zugunsten von *Achnanthes oblongella* bemerkbar.

Im Oberlauf gibt es durchaus schon Einflüsse der Depositionsbelastung, die aber noch weitestgehend durch die Fulvinsäurekonzentration kompensiert werden. Der Oberlauf ist daher „vermoort“ aber nicht „versauert“. Im Mittellauf sind die Fulvinsäuren weitgehend verschwunden und der pH-Wert ist nach wie vor niedrig. In den achtziger Jahren wurde daher „akut versauert“ indiziert. Im Unterlauf sind schließlich die pH-Werte so weit gestiegen, daß nur noch „kritisch versauert“ indiziert wird, weil die Säureschübe weniger extrem ausfallen. Dieses Beispiel macht deutlich, was der Autor unter „anthropogener Versauerung“ versteht, nämlich die Auswirkungen des atmosphärischen Eintrages versauernder Agentien, wie Schwefelsäure ins Ökosystem und seine Einwirkungen auf dieses. Es macht weiterhin deutlich, daß „anthropogene Versauerung“ und „pH-Wert“ zwei völlig verschiedene Dinge sind. Dabei ist zu bedenken, daß die Sichtweise des Autors keine „wasserwirtschaftliche“, sondern eine ökologische ist. Aus Sicht der Wasserwirtschaft mag es sinnvoll sein, den pH-Wert auf jeden Fall anzuheben und gegebenenfalls mit Kalkung nachzuhelfen. Aus ökologischer Sicht ist Kalkung abzulehnen, weil man sich damit vom potentiell natürlichen Zustand noch weiter entfernt. Die Problematik der Gewässerversauerung aus ökologischer Sicht bedeutet, daß der atmosphärische Säureeintrag zu einer Veränderung der potentiell natürlichen Verhältnisse und damit zu einer Veränderung der Biozönose führt. Dabei ist es unerheblich, ob der potentiell natürliche Zustand auf ein Gewässer im Hydrogenkarbonat-Pufferbereich oder ein Moorgewässer im Fulvinsäure-Pufferbereich bezogen ist. Es ist daher nicht in jedem Fall ein Anstieg der pH-Werte im Zuge rückläufiger Versauerung zu erwarten und auch nicht in jedem Falle erwünscht. Wünschenswert ist die Wiederherstellung der potentiell natürlichen Zustände, unabhängig davon in welchem pH-Bereich dieser in einem speziellen Fall liegen mag.

Der beobachtete Anstieg der UV-Absorption wäre beim Rückgang der anthropogenen Versauerung zu erwarten. Kurz vor dem Rotwasser war die UV-Absorption 2,5 mal höher und im Unterlauf noch doppelt so hoch als in den achtziger Jahren. 1987 war der Wert zwar schon einmal noch höher, jedoch kann dies in Verbindung mit einem Hochwasserereignis aufgetreten sein, was sich nicht mehr nachvollziehen läßt. Bei einem Hochwasserereignis werden verstärkt Huminstoffe ausgespült (STEIDLE & PONGRATZ 1984). Außerdem war 1987 die Aufklärung wohl auch noch nicht vollständig abgeschlossen, während sie 2001 wieder rückläufig ist. Gegen im Jahre 2001 zufällig höhere Werte spricht die Tatsache, daß dieser Anstieg mehr oder weniger in allen aufgeklärten Abschnitten vom Bächen mit dystrophen Oberlauf auftritt und auch keine erheblich erhöhte Wasserführung als Erklärung infrage kommt. Dieser

Diskussion

Zusammenhang wird in Verbindung mit der Diskussion der Ergebnisse zum Rombach noch einmal ausführlicher diskutiert.

4.4.12 Rotwasser

Da der Oberlauf noch weit stärker durch den Hochmooreinfluß, und damit weit geringer durch den Einfluß des „Sauren Regens“ geprägt ist, wird trotz niedrigerem pH-Wert für den Oberlauf ein geringerer Grad an anthropogener Versauerung indiziert, der freilich ohnehin durch den Vermoorungsaspekt überdeckt wird, d.h. es wird auch „vermoort“ indiziert. Aber selbst ohne diesen Aspekt ergäben die reinen Zahlenwerte nur „versauerungsgefährdet“. Dies mag daran liegen, daß der Oberlauf dem anzunehmenden potentiell natürlichen Zustand eines Moorbaches sehr nahe kommt. Die eigentlich nicht in Moorbächen heimische *Eunotia exigua* kommt hier nur rezedent vor. Statt dessen wird die Diatomeengesellschaft hier nahezu ausschließlich von *Eunotia paludosa* (mit verschiedenen Varietäten) geprägt. Die subdominant mit ihr vergesellschafteten Arten *Eunotia meisteri* und *Frustulia rhomboides* var. *crassinervia* passen ökologisch gut in eine naturnahe Moorwasser-Vergesellschaftung. Soweit es hier je eine Depositionsbelastung gegeben hat, wurde sie vollständig durch den ausgeprägten Moorbachcharakter überdeckt, so daß sie sich nicht erkennbar ausgewirkt hat. Im Gegensatz dazu sind am Brotenaubach-Oberlauf durchaus sehr geringe Auswirkungen des Sulfateintrages erkennbar.

Bemerkenswert am Mündungsbereich des Rotwassers ist die Tatsache, daß hier *Eunotia exigua* und *Eunotia paludosa* gemeinsam eudominant vorkommen. Zu interpretieren ist dies als Überlagerung einer Komponente anthropogener Versauerung über den Aspekt der Vermoorung, wobei insgesamt der „Vermoorungsaspekt“ aber noch überwiegt. Weil mit zunehmender Aufklärung die Aspekte der anthropogener Versauerung deutlicher zum Vorschein kommen, steigt auch der Biologische-Versauerungsindex mit zunehmender Aufklärung, obwohl gleichzeitig die pH-Werte steigen. Damit wird die Versauerung korrekt indiziert, d.h. ein überwiegend durch Vermoorung geprägtes Gewässer sollte keine anthropogene Versauerung indizieren, auch wenn der pH-Wert niedrig ist.

Da anthropogene Versauerung in erster Linie Verlust an Pufferkapazität bedeutet, aber nicht „Absenkung des pH-Wertes“, ist dies völlig korrekt. Dagegen bedeutet ein fast neutrales Grundniveau des pH-Wertes nicht, daß das Gewässer nicht doch versauert ist.. Es ist kein Beweis, daß das Hydrogenkarbonat-Puffersystem intakt ist, wie man z.B. an dem Mündungsbereich der Kleinen Kinzig erkennen kann.

Da es sich bei Fulvinsäuren um ein Stoffgemisch und nicht um eine einzelne Substanz handelt, kann das Puffermaximum von Gewässer zu Gewässer etwas variieren. Das saure Puffermaximum liegt meist etwa bei pH 4, weshalb der Verlust der gelösten Huminstoffe nicht notwendigerweise mit einer weiteren pH-Absenkung einhergeht, sondern gegebenenfalls sogar mit einem Anstieg der pH-Werte. Der Mündungsbereich ist stärker aufgeklärt, was auf den „Sauren Regen“ zurückgeht, da normalerweise bei pH 6 die Fulvinsäuren noch nicht ausgefällt würden. Trotz des steigenden Versauerungsindex ist zu beachten, daß auch für den Mündungsbereich „Vermoorung“ indiziert wird. Dies bedeutet, daß die Komponente „anthropogene Versauerung“ gegenüber der Komponente „Vermoorung“ nie die Oberhand gewinnt, sondern daß nur eine verstärkte Tendenz in Richtung anthropogene Versauerung indiziert wird, die mit der beginnenden, „Aufklärung“ einhergeht, die aber bis zur Mündung noch nicht vollendet ist.

Weil in einem dystrophen Gewässer „Aufklärung“ Versauerung bedeutet, wird daher der stärker „aufgeklärte“ Abschnitt auch als stärker „versauert“ indiziert, trotz ansteigender pH-Werte. Genau dies wird vom Biologischen-Versauerungsindex nach ALLES korrekt abgebildet und genau dies macht auch die Vorzüge dieses Indikationssystemes gegenüber anderen pH-Indikationssystemen aus, vorausgesetzt man schließt sich der Versauerungsdefinition von ALLES an, die sich an die Versauerungsdefinition nach STEINBERG anlehnt. Nach STEINBERG (1992) ist Versauerung Verlust an Säure-Neutralisierungskapazität. ALLES (1998, 1999) will diesen Begriff jedoch weiter gefaßt wissen und definiert (anthropogene) Versauerung als Verlust an Pufferkapazität. Damit kann auch die Pufferkapazität des gelösten Huminstoffe gemeint sein, die ja infolge des „Sauren Regens“ ebenfalls verloren gehen. In diesem Fall wäre auch der Effekt, daß der pH-Wert durch Verlust der bei ca. pH 4 puffernden Fulvinsäuren infolge des „Sauren Regens“ sogar stellenweise steigen könnte, durch die Definition der anthropogenen Versauerung abgedeckt. Tatsächlich gesteht STEINBERG (1993) später selbst aufgrund eigener Ergebnisse ein, daß sich „natürliche und anthropogene Versauerung“ weitgehend durch das Verhalten des organischen Kohlenstoffes im aquatischen Ökosystem charakterisieren lassen.

Für die Richtigkeit dieser Theorie spricht nun auch, daß die Fulvinsäurekonzentration im zuvor schon dystrophen Oberlauf unverändert bleibt, während sie im Mündungsbereich erheblich steigt, in diesem Falle sogar bis in den eudystrophen Bereich. Mit Werten zwischen 8 und 25 war der Mündungsbereich des Rotwassers bereits in den achtziger Jahren mesodystroph. Bemerkenswert ist die Tatsache, daß die pH-Werte und die Huminstoffkonzentrationen im Mündungsbereich gleichermaßen gestiegen sind, denn noch in den achtziger Jahren waren steigende pH-Werte fast immer auch mit sinkenden Huminstoffkonzentrationen verbunden.

Diskussion

Gewässer, die bei einem pH-Wert über 4,5 eudystroph waren, hat es in den achtziger Jahren praktisch nicht gegeben.

Weiterhin ist das völlige Verschwinden des Versauerungszeigers *Eunotia exigua*, die an dieser Stelle in den achtziger Jahren eudominant war. Dies ist ein Hinweis darauf, daß die bisher unterschwellig vorhandene, anthropogene Versauerungskomponente nicht mehr vorhanden ist. Der Biologische-Versauerungsindex liefert nun rein numerisch stärker negative Werte, d.h. weniger Versauerung, was allerdings insofern von relativ geringer Relevanz ist, als daß ohnehin „vermoort“ indiziert wird. Dennoch zeigt sich daran, daß die unterschwellige anthropogene Komponente der Versauerung im Rückgang begriffen ist, d.h. selbst hier zeigen sich geringe Auswirkungen der nachlassenden Depositionsbelastung.

4.4.13 Brunnen am Brotenaubach

Im Vergleich zum eigentlichen Brotenaubach, der überwiegend durch Moorcharakter geprägt war, auch wenn dieser in den achtziger Jahren noch durch geringe Einflüsse anthropogener Versauerung überdeckt war, war der Brunnen akut versauert. Dieses Gewässer mußte eigentlich unter den anthropogen versauerten Gewässern diskutiert werden, da es mit Moorbächen nichts gemein hat. Es liegt aber in unmittelbarer Nähe eines Moorbaches und eignet sich daher hervorragend zum direkten Vergleich eines Moorgewässers mit einem anthropogen versauerten Gewässer in unmittelbarer räumlichen Nachbarschaft. Hier fanden sich nur typische Arten anthropogener Versauerung, vor allem *Eunotia subarcuatoides*, aber auch *Eunotia exigua* und die im Schwarzwald recht seltene *Achnanthes acidoclinata*, die bisher immer unter *Achnanthes marginulata* geführt wurde. Letzter kann aber im Schwarzwald als nicht mehr gesichert nachgewiesen gelten, da es sich bei den wenigen Funden wohl immer um die neue abgetrennte *Achnanthes acidoclinata* zu handeln scheint. Die ausgesprochenen Moorarten, die im benachbarten Brotenaubach bestandsbildend auftreten, fehlen hier im Brunnenwasser. Im Jahre 2001 hatte sich an diesen Verhältnissen noch nicht sehr viel geändert. Aber die sehr seltene *Cymbella aequalis*, die nur an wenigen Stellen im Schwarzwald überhaupt gefunden wurde, kommt nun in Algenwatten subdominant vor und ist auch in Steinproben zumindest rezident. Bisher war diese Art hier allenfalls subrezident zu finden. Über die Ökologie dieser Art läßt sich auf Grund ihrer Seltenheit bisher noch nicht viel aussagen. Möglicherweise ist sie ein erster Vorbote rückläufiger Versauerung, zumal sie nun im Jahre 2001 auch im Oberlauf der Kleinen Kinzig erstmals gefunden wurde. Da es hier nur sehr wenige transsubrezedente Taxa gibt, sind hier auch die wichtigsten subrezedenten Arten aufgeführt. Da sich die Artenzusammensetzung beim Rückgang der Versauerung offenbar kaum ändert, sondern im wesentlichen nur die Dominanzverhältnisse, läßt die Angabe der subrezedenten Taxa

möglicherweise Rückschlüsse auf die potentiell natürlich Diatomeenflora zu. *Cymbella aequalis* scheint dabei eine wichtige Rolle zu spielen, da sie jetzt schon wieder subdominant ist. Mit dem Rückgang der Versauerungszeiger werden in den nächsten Jahren vermutlich noch weitere, bisher subrezedente Taxa deren Platz einnehmen. Bisher wäre es reine Spekulation Prognosen darüber abzugeben, welche dies dann sein werden, aber sicherlich scheint *Diatoma mesodon* sehr typisch für unversauerte elektrolytarne Schwarzwaldtäle zu sein. So wird diese Art sicherlich in den nächsten Jahren häufiger werden, außerdem wohl auch *Achnanthes lanceolata*, *Achnanthes minutissima* und *Surirella roba*.

4.4.14 Rombach

Der steigende Trend beim Biologischen Versauerungsindex, der ohnehin nicht signifikant ist, relativiert sich durch die Tatsache, da die Diatomeenzönose ohnehin Vermoorung indiziert. Die Artenzahl steigt hier auch am Oberlauf, was in den stark dystrophen Oberläufen der Moorbäche eher nicht die Regel ist. Dennoch ist grundsätzlich eine steigende Artenzahl zunächst einmal ein Hinweis auf einen Rückgang des atmosphärischen Säureeintrages. Der Hochmoorcharakter dieses Fundortes scheint lediglich nicht so extrem ausgeprägt sein, d.h. der Bach zeigt im natürlichen Zustand möglicherweise zwar Moorcharakter, nicht jedoch einen extremen Hochmoorcharakter. Eine andere denkbare Erklärung wäre vielleicht in der Tatsache zu finden, daß hier offenbar immer wieder mit Kalkgranulat gekalkt wurde (ALLES et al. 1991). Dies mag auch der Grund sein, daß die Fulvinsäurekonzentration eher zurückgegangen zu sein scheint, auch wenn der Trend nicht signifikant ist. Andererseits gehen STEIDLE & PONGRATZ (1984) davon aus, daß durch die Versauerung eher verstärkt Fulvinsäuren ausgewaschen werden. Dies bedeutet, daß an einzelnen Stellen dieser Effekt jenen der Aufklärung überwogen haben mag und daher dort die UV-Absorption bei Annäherung an den potentiell natürlichen Zustand eher leicht zurückgeht. Dies betrifft aber, soweit überhaupt, nur Stellen die bisher schon eudystroph waren und die Fulvinsäurekonzentration wird auch sicherlich nicht in den mesodystrophen Bereich sinken. In den aufgeklärten Abschnitten der Moorbäche wird man eher den gegenteiligen Effekt beobachten können, wie die vorliegenden Ergebnisse ja auch zeigen.

Die Dominanzidentität war in den achtziger Jahren sehr hoch und ist nun geringer geworden. Die Substratspezifität war in Moorgewässern schon immer stärker ausgeprägt als in anthropogen versauerten Gewässern. So ergeben sich Dominanzidentitäten unter 60% meist beim Vergleich von Steinsubstrat mit Algensubstrat. Insgesamt war sie jedoch in den achtziger Jahren sehr hoch und ist jetzt geringer geworden, was gleichermaßen auch für die Artidentität gilt. Dies bedeutet, daß auch hier in diesem dystrophen Gewässer Veränderungen im Zuge des Rückganges der Immissionsbelastung auftreten. Auch diese Oberläufe waren offenbar

Diskussion

geringfügig durch den „Sauren Regen“ belastet. Dennoch war die „natürliche“ Komponente der Versauerung hier die bestimmende Größe. Dies zeigt sich darin, daß die Diatomeenflora weit weniger gravierend gegenüber dem angenommenen, potentiell natürlichen Zustand verändert ist, als in dies in den aufgeklärten Abschnitten, bzw. in Bächen, in denen natürlicherweise das Hydrogencarbonat-Puffersystem wirken würde, der Fall ist.

Die eigentliche Auswirkung des „Sauren Regens“ zeigt sich erst weiter abwärts im Unterlauf, wenn die Aufklärung weitgehend abgeschlossen ist. Wie dramatisch sich die Diatomeenflora tatsächlich im Zuge der Aufklärung verändert, erkennt man deutlich an Abb. 53. Hier wird ersichtlich, daß beim Vergleich des dystrophen Oberlaufes mit dem infolge anthropogener Versauerung aufgeklärten Mittellauf nie mehr als 20% Dominanzidentität auftreten. Besonders im Epilithon sind es sogar in der Regel weniger als 10%! Die Proben dieser Stelle zeigen untereinander jedoch Dominanzidentitäten über 60%, unabhängig vom Substrat. Diese hohen Dominanzidentitäten und die geringe Substratspezifität sind ein Merkmal anthropogen versauerter Gewässer.

Der aufgeklärte Mittellauf zeigt keine Ähnlichkeit mehr mit dem dystrophen Oberlauf. Statt dessen ähnelt er mehr dem *Eunotia subarcuatooides*-dominierten Typ eines anthropogen versauerten Gewässers, der immerhin 40%-60% Dominanzidentität aufweist. Die Schlußfolgerung, die sich daraus ziehen läßt, lautet: Auch Moorbäche können anthropogen versauern. Die Versauerung wirkt sich hier vor allem in Form von „Aufklärung“ aus. Solange des Fulvinsäurepuffersystem noch intakt ist, ist auch noch eine Diatomeenflora vorhanden, die der potentiell natürlichen Diatomeenflora solcher Gewässer stark ähnelt. Diese Gewässer sollten daher auch nicht als anthropogen versauert indiziert werden, eine Forderung, die der Biologische-Versauerungsindex ja auch erfüllt. Ist das Gewässer erst einmal aufgeklärt, stellt sich eine Diatomeenzönose ein, die jener anthropogen versauerter Gewässer stark ähnelt. Da in diesem Fall sehr wohl von anthropogener Versauerung gesprochen werden sollte, macht es Sinn, daß die Diatomeenflora hier auch anthropogene Versauerung indiziert. Genau dieser Forderung erfüllt der Biologische-Versauerungsindex nach ALLES ebenfalls. Ein Rückgang der anthropogenen Versauerung macht sich nun unter anderem auch dadurch bemerkbar, daß beim Vergleich der im Jahre 2001 mit den Proben aus den achtziger Jahren erheblich geringere Dominanzidentitäten auftreten und daß offenbar auch die Substratspezifität zu steigen scheint, da nun beim Vergleich der Moosprobe mit der Steinprobe ebenfalls geringere Dominanzidentitäten festgestellt wurden.

Während sich der Diversitätsindex im dystrophen Oberlauf nicht verändert hat, ergeben sich für den aufgeklärten, d.h. versauerten, Mittelabschnitt des Rombaches für alle Proben höhere Werte

als je zuvor festgestellt wurden. Dies entspricht den Erwartungen, da beim Rückgang der Versauerung der Diversitätsindex ansteigen sollte, und zwar hauptsächlich im anthropogen versauerten, jedoch weniger im eudystrophen Abschnitt.

Der dystrophe Oberlauf zeigt eine Diatomeenzönose, die recht typisch für dystrophe Gewässer ist, lediglich das sehr individuenreiche Auftreten von *Eunotia meisteri* ist nicht unbedingt sehr charakteristisch für ein typisches Hochmoor. Erstaunlich ist, daß *Eunotia paludosa* auf Steinen bisher gar nicht eudominant war. Das sich dies nun geändert hat ist ein Zeichen, daß sich die Zönose nun noch etwas stärker in Richtung auf einen Moorbach verändert hat.

Im versauerten Mittellauf ist der massive Rückgang der versauerungsteten Arten *Eunotia subarcuatoides* und *Eunotia exigua* augenfällig. Statt dessen waren die relativen Häufigkeiten von Taxa, die weniger starke Versauerung tolerieren, wie der nur versauerungsholden *Achnanthes helvetica* und der lediglich versauerungstoleranten *Fragilaria virescens* erheblich gestiegen. Auch die etwas versauerungstoleranteren unter Versauerungsflüchtern, wie die versauerungssensiblen Arten *Achnanthes oblongella* und *Eunotia minor* sind nun deutlich häufiger geworden. Selbst die noch etwas empfindlichere *Achnanthes subatomoides* ist nun wieder häufiger. In den achtziger Jahren war diese Stelle im Sinne der Definition von ALLES (1998, 1999) noch oligodystroph, inzwischen ist diese Stelle aber mesodystroph. Tatsächlich lag der im Herbst 2001 gemessene Wert fünf mal so hoch als in den achtziger Jahren.

Auch die Veränderungen die Diatomeenzönose sprechen keineswegs für eine Zufallsentwicklung, sondern für eine Konsolidierung in Richtung auf einen Rückgang der anthropogenen Versauerung, der mit einem Anstieg der Huminstoffkonzentration einhergegangen ist.

4.5 Fazit

Wie die Ergebnisse zeigen, liefert die von ALLES (1998, 1999) entwickelte Methode sehr zufriedenstellende Ergebnisse bezüglich der Versauerungsindikation mit Hilfe von Diatomeen. Die damit erzielte Genauigkeit übertrifft sogar noch die Erwartungen des Autors. Eine bessere statistische Absicherung wäre nur zu erzielen, wenn noch eine größere Zahl neuer Daten aus der Zeit nach der Jahrtausendwende zur Verfügung stehen würde. Der Index B (RENNBERG & HELLBERG 1982) war von Anfang an nur als ein reiner pH-Indikator gedacht. Er läßt sich mit

Diskussion

vertretbarem Aufwand zu programmieren und somit automatisieren. Deshalb wird er zur Gegenkontrolle mit überarbeiteten ökologischen Bewertungen der Taxa vom Autor verwendet.

Bei akut versauerten Gewässern geht das Ausmaß der anthropogenen Versauerung zurück. Dies äußert sich in einem Anstieg des Chemischen Versauerungsindex, einem Anstieg der pH-Werte, einhergehend oft auch mit einem Anstieg der UV-Absorption bei 254 nm. Dies wirkt sich aus auf einen Anstieg der RENBERG-pH-Wertes und des Biologischen-Versauerungsindex nach ALLES, meist auch eine Zunahme der Substratspezifität und oft einen Anstieg von Artenzahl, Diversitätsindex und Evenness. Interessant ist, daß sich das Arteninventar eigentlich meist gar nicht gravierend ändert, sondern nur die Dominanzverteilung. Nur selten treten neue Arten auf, die bisher nie an dieser Stelle gefunden wurden, was aber nicht über die ohnehin vorhandene Zufallsfluktuation hinausgeht. Die Umstrukturierung bedeutet, daß bisher sehr seltene Arten häufiger werden und die bisher oft massenhaft vorhandenen Versauerungszeiger gehen in ihrer relativen Häufigkeit stark zurück. Möglicherweise verschwinden sie nie völlig, sondern werden nur irgendwann einmal so selten, daß sie nicht mehr nachweisbar sind. Möglicherweise waren sie vor der Versauerung auch einmal so selten, daß sie in früherer Zeit immer übersehen wurden, wie z.B. die von Autor neu entdeckte *Eunotia subarcuatoides* (ALLES et. al 1991). Diese trat so massenhaft auf, daß man sich fragen mußte, wie es denn nun möglich war, daß einer derart häufige Art bisher noch nicht wissenschaftlich beschrieben war. Vor einem ähnlichen Phänomen standen auch LANGE-BERTALOT & BONIK (1976), als sie eine ganze Reihe neuer Taxa aus abwasserbelasteten Flüssen beschreiben konnten. Auch diese traten dort massenhaft auf, und es stellte sich folglich die Frage, wieso diese Taxa von allen früheren Bearbeitern bisher übersehen wurden. Auch diese Arten waren möglicherweise einfach zu selten, als die Flüsse noch sauber waren.

Bei weitgehend unversauerten Gewässern, kann der Einfluß des „Sauren Regens“ nur ein sehr geringer gewesen sein, deshalb geht der Versauerungsindex auch nicht, oder nur sehr wenig und meist nicht statistisch signifikant, zurück.

Moorbäche werden trotz niedriger pH-Werte generell als unversauert angesehen, da sie weitgehend noch ihrem anzunehmenden, potentiell natürlichen Zustand ähneln. Dennoch waren auch sie letztlich der Schwefelsäure-Deposition ausgesetzt. Damit können auch sie mehr oder weniger stark von anthropogener Versauerung beeinträchtigt sein. Dies kann auf zweierlei Weise geschehen. Erstens kann der pH-Wert, der in sehr hoch dystrophen Gewässern meist um 4 liegt, noch weiter in den Eisenpufferbereich hinein absinken. Dies geht meist mit einer Schwächung des Fulvinsäurepuffers einher (JOHANESSEN 1980), der darauf beruht, daß besonders die anthropogene Versauerung verstärkt zur Mobilisierung von Aluminium führt. Die

zu postulierende Schwächung des Fulvinsäurepuffersystems ist sogar diatomologisch nachweisbar, da sie Arten fördert, die normalerweise dystrophe Gewässer meiden und anthropogene Versauerung indizieren, wie z.B. *Eunotia exigua*, und deren Vorkommen in derartigen Gewässern anders kaum erklärbar wäre. Tatsächlich waren diese „Fremdkörper“ im Jahre 2001 weitgehend verschwunden, was anhand dieser Hypothese beim Rückgang der Depositionsbelastung auch zu erwarten ist.

Zweitens kann es zu einer „Aufklärung“ kommen. In aufgeklärten Unterläufen tritt der anthropogen depositionsbedingte Eintrag von Säuren gegenüber dem Moorcharakter in den Hintergrund, mit dem Effekt, daß sich dann auch die Indikatoren anthropogen versauerten Gewässer einstellen. Auch bei Moorbächen macht sich nun ein Rückgang der anthropogenen Versauerung bemerkbar, z.B. durch massiv gestiegene UV-Absorptionen bei 254 nm um das 2-10 fache. Entsprechend verändert sich auch die Diatomeenflora, die nun niedrigere Versauerungsstufen indiziert.

Danksagung: Hiermit danke ich den Mitarbeitern von BW-Plus für die finanzielle Förderung des Projektes, sowie den Diplombiologen Hartmut Vobis (LfU) und Michael Nörpel (Diatomeenspezialist) für die kritische Durchsicht des Manuskriptes. Weiterhin zu Dank verpflichtet bin ich dem Chemie-Labor der LfU für die Analyse der chemischen Parameter.

5 Literatur

ALLES, E. (1995): Beispiele für charakteristische Diatomeengesellschaften in Schwarzwaldbächen bei unterschiedlichen Säure- und Versauerungsstufen. - In: UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (ed.): Saurer Regen, Probleme für Wasser, Boden und Organismen. - Ecomed-Verl., Landsberg:149-177.

ALLES, E. (1998): Zur Ökologie der Diatomeen elektrolytarmer Quellen und Bäche unter Berücksichtigung der durch „Saurer Regen“ hervorgerufenen Veränderungen der Milieubedingung. – Diss. Univ. Frankfurt:507pp.

ALLES, E. (1999): Fließgewässerversauerung im Schwarzwald, Ökologische Bewertung auf den Basis benthischer Diatomeen. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie **51**:507pp., (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) Karlsruhe.

ALLES (2001): Internetseite: <http://www.kieselalgen.com/Tabelle8.htm>

ALLES, E. & M. NÖRPEL-SCHEMP (1992): Vorschlag zu einer standardisierten Diatomeenprobenahme für Versauerungsuntersuchungen in Mittelgebirgsbächen nebst kritischer Besprechung des Indikationssystems von Schreiner. - In: BÖHMER, J. & H. RAHMANN (eds.): Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung: Literaturstudie zur Erarbeitung von Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. - Veröff. PAÖ der LfU Bad. Württ. **3**:149-177.

ALLES, E., NÖRPEL-SCHEMP, M. & H. LANGE-BERTALOT (1991): Zur Systematik und Ökologie charakteristischer *Eunotia*-Arten (Bacillariophyceae) in elektrolytarmer Bachoberläufen. - Nova Hedwigia. **53**:130-137.

ALMER, B., DICKSON, W., EKSTRÖM, C., HÖRNSTRÖM, E. & U. MILLER (1974): Effects of Acidification on Swedish Lakes. - Ambio **3**/1:30-36.

ARZET, K. (1987): Diatomeen als pH-Indikatoren in subrezentem Sedimenten von Weichwasserseen. - Diss. Abt. Limnol. Univ. Innsbruck 24:1-266.

BEYER, R. (1996): Benthische Diatomeengesellschaften eines Baches im Nordspessart und ihre Veränderungen durch anthropogene Fktoren. – Dipl. Arb. Univ. Frankfurt/M: 266 pp..

CATONATI, M., GORRADINI, G., JÜTTNER, I. & E. COX (2001): Diatom assemblages in high mountain streams of the Alps and the Himalaya. – Nova Hedwigia, Beih. **123**:37-61.

ENGELBERG, K. (1987): Die Diatomeen-Zönose in einem Mittelgebirgsbach und die Abgrenzung jahreszeitlicher Aspekte mit Hilfe der Dominanz-Identität. - Arch. Hydrobiol. **110/2**:217-236.

FRIMMEL, F.H., HOPP, W. & K.E. QUENTIN (1985): Titration isolierter aquatischer Huminstoffe und ihrer Calcium-Komplexe mit starken Basen und Säuren. - Z. Wasser Abwasser Forsch. **18**:259-262.

GALLOWAY, J.N., NORTON, S.A. & M.R. CHURCH (1983): Freshwater acidification from atmospheric deposition of sulphuric acid: A conceptual model. - Environ. Sci. Technol. **17/11**:541A-545A.

GASCH, G., WENTZEL, K.F., JÄGER, H.J., & L. GRÜNHAGE (1990): Die Schwefelbelastung der Fichtenbestände in den Räumen Wiesbaden-Taunus und Hessischer Spessart in den Jahren 1977, 1980 und 1983. – Hessische Landesanstalt für Umwelt, 123pp.

GÖTTLEIN, A. (1989): Der DOC-Gehalt wäßriger Humusextrakte in Abhängigkeit vom pH-Wert. Meßergebnisse und Computersimulation. - Vom Wasser **73**:483-490.

HOFMANN, G. (1993): Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. - Diss. Univ. Frankfurt:195 S.

HÖPFNER, U. (1996): Entwicklung der Schadstoffemissionen des Verkehrs. Welche Bedeutung besteht heute und zukünftig. – UBA-Texte **66/96**:78-90.

HUSTEDT, F. (1938/39): Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeen-Flora von Java, Bali und Sumatra. - Arch. Hydrobiol. /Suppl. **15**:131-177, 187-295, 393-506, 638-790, Suppl. **16**:1-155, 274-373.

JOHANESSEN, M. (1980): Aluminium, a buffer in acidic waters? - In: DRABLOS, D. & A. TOLLAN, A. (eds.): Ecological impact of acid precipitation, Proceedings of an international conference, Sandefjord, Norway:222-223.

Literatur

JOHANNESSEN, M., SKARTVEIT, A. & F. WRIGHT (1980): Streamwater chemistry before, during and after snowmelt. In: Proc., Intern. conf. Ecol. Imp. Acid precip., Norway 1980 SNSF project:224-225.

JOHNSON, F.A. & J.W. EAST (1982): Cyclical relationships between river discharge and chemical concentration during flood events. – H. Hydro. 57:93-106.

KRAMMER, K. (1992a): *Pinnularia*, eine Monographie der europäischen Taxa. - Bibliotheca Diatomologica **26**:353 S.

KRAMMER, K. (1992b): Die Gattung *Pinnularia* in Bayern. - Hoppea, Denksch. Regensb. Bot. Ges. **52**:5-291.

KRAMMER, K. (2000): Diatoms of Europe Vol.2: The Genus *Pinnularia*. – Gantner Verl., Ruggell:526 S.

KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT (1986): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 2/1, Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. - Fischer Verl., Stuttgart:876 S.

KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT (1988): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 2/2, Bacillariophyceae 2. Teil: Nitzschiaceae, Epithemiaceae und Surirellaceae. - Fischer Verl., Stuttgart:596 S.

KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT (1991a): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 2/3, Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. - Fischer Verl., Stuttgart:576 S.

KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT (1991b): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 2/4, Bacillariophyceae 4. Teil: Achnanthaceae - Kritische Ergänzung zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*. - Fischer Verl., Stuttgart:437S.

LANGE-BERTALOT, H. (1993): 85 Neue Taxa und über 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süßwasserflora von Mitteleuropa Vol 2/1-4. - Bibliotheca Diatomologica **27**:454 S.

LANGE-BERTALOT, H. (1996): Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. – Schr. R. f. Vegetationskde. **H 28**:633-677.

LANGE-BERTALOT, H. (2001): Diatoms of Europe Vol.2: Navicula sensu stricto 10 Genera Separated from Navicula sensu lato Frustulia. – Gantner Verl., Ruggell:526 S.

LANGE-BERTALOT, H & K. BONIK (1976): Massenentwicklung bisher seltener und unbekannter Diatomeen als Indikator starker Abwasserbelastung in Flüssen. – Arch. Hydrobiol./Suppl.**49**:303-332.

LANGE-BERTALOT, H. & K. KRAMMER (1989): Achnanthes, eine Monographie der Gattung mit Definition der Gattung Cocconeis und Nachträgen zu den Naviculaceae. - Bibliotheca Diatomologica **18**:393 S.

LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (ed.) (1986): Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg 0. – Jahresbericht 1986 der Landesanstalt für Umweltschutz (Institut für Ökologie und Naturschutz), 264pp.

LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (ed.) (1994): Auswirkungen saurer Niederschläge auf Böden und Gewässer. Kurbericht. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 16pp.

LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (ed.) (1997): Umweltdaten 95/96. – Ministerium für Umwelt und Verkehr, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 272pp.

MEESENBURG, H. (1995): Der Einfluß hydrologischer Prozesse auf hydrochemische Muster in einem episodisch sauren Fließgewässer im Südschwarzwald. - In: UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (ed.): Saurer Regen, Probleme für Wasser, Boden und Organismen. - Ecomed-Verl., Landsberg:103-112.

MÜLLER, H. E. (1989): Beziehungen zwischen Abfluß und Konzentration gelöster Stoffe in kleinen Fließgewässern Südbadens. – Beitr. Hydrol. (Kirchzarten) **11**:59-70.

NÖRPEL-SCHEMPP, M. (1989): Die Veränderung der Algengemeinschaften des Roten Moores im Zuge der Moorrenaturierung. - Telma, Beih. **2**:99-119.

RENBERG, I. & T. HELLBERG (1982): The pH-history of lakes in southwestern Sweden, as calculated from the subfossil diatom flora of the sediment. - Ambio **11**:30-33.

Literatur

RENZ, O., SCHLEEF, H.J., DORN, R. SASSE, H. & U. KARL (1998): Maßnahmen zur Emissionsminderung bei stationären Quellen in der Bundesrepublik Deutschland. – UBA-Texte **25/98**:654pp..

SACHS, C. (1983): Angewandte Statistik. - Springer Verl., 6. Aufl., Berlin: 552 S.

SCHOEN, R. (1985): Zum Nachweis depositionsbedingter Versauerung in kalkarmen Fließgewässern der Bundesrepublik Deutschland mittels einfacher chemischer Modelle. - Wald und Wasser, Nationalpark Bayerischer Wald, Tagungsbericht **5/2**:631-643.

SCHOEN, R., WRIGHT, R.F. & M. KRIETER (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Erster regionaler Überblick - Naturwissenschaften **71**:95-97.

SCHWERTFEGER, F. (1975): Ökologie der Tiere - III. Synökologie. – Paray Verl., Hamburg:451 S.

STARK, P. (1924): Pollenanalytische Untersuchungen an zwei Schwarzwaldhochmooren. - Z. f. Botanik **16**:593-618.

STEIDLE, L. & P. PONGRATZ (1984): Versauerung von Oberflächengewässern im Fichtelgebirge. - UBA Materialien **1/84**:24-38.

STEINBERG, C. (1991): Fate of organic matter during natural and anthropogenic lake acidification. - Wat. Res. **25/12**:1453-1458.

STEINBERG, C. (1993): Refraktäre organische Substanzen und Gewässerversauerung. - In: FRIMMEL, F.H. & G. ABBT-BRAUN (eds): Refraktäre organische Säuren in Gewässern. - VCH, Weinheim:197-241.

STEINBERG, C. (1992): Was ist Versauerung von Gewässern? - Einige geochemische Grundlagen. - In: BÖHMER, J. & H. RAHMANN (eds.): Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung: Literaturstudie zur Erarbeitung von Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. - Veröff. PAÖ der LfU Bad. Württ. **3**:27-35.

STEINBERG, C. & B. LENHART (1985): Wenn Gewässer sauer werden, Ursachen, Verlauf, Ausmaß. - BLV, München:127 S.

STEINBERG, C. & B. LENHART (1986): Diskussionsbeiträge zur Geochemie der Gewässerversauerung. - Deutsche Gewässerkdl. Mitt. **30/1**:1-9.

STEINBERG, C. & R. PUTZ (1991): Epilithic diatoms als bioindicators of stream acidification. - Verh. Internat. Verein. Limnol. **24**:1877-1880.

UMWELTBUNDESAMT (ed.) (2001): Jahresbericht 2000 des Meßnetzes. – UBA-Texte **77/01**:174.

ULRICH, B. & B. BÜTTNER (1985): Waldsterben - Konsequenzen für die forstliche und landwirtschaftliche Ertragskraft. - Informationen zur Raumordnung **10**:879-891.

VAN DAM, H., MERTENS, A. & SINKELDAM, J. (1994): A coded checklist and ecological indicator values of freshwater Diatoms from the Netherlands. - Netherlands Journal of aquatic ecology **28/1**:117-133.

WERUM, M. (2001): Die Kieselalgen-Gesellschaften in Quellen. Abhängigkeit von Geologie und anthropogener Beeinflussung in Hessen (Bundesrepublik Deutschland. – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie:273 pp.

WITHMORE, T.J. (1989): Florida diatom assemblages as indicators of trophic state and pH. - Limnol. Oceanogr. **34/5**:882-895.

6 Anhang

Übersicht über die Biologischen Versauerungsindices: jeweils größter und kleinster Wert an der betreffenden Stellen werden genannt.

Nr.	Stelle	Vor 1990	2001	Trend
095.9	Ailbach	+2,9 - +4,4	+0,8 - +2,3	-
025.9	Kaltenbach - Oberlauf	-7,3 - -7,8	-6,9 - -7,8	0
025.8	Kaltenbach - Mittellauf	+1,8 - +3,4	-0,1 - -0,4	0
025.0	Kaltenbach - Unterlauf	+0,01 - +3,5	-3,3 - -3,4	-
026.0	Kaltenbach - Seitenbach	-0,9 - -2,9	-1,1 - -3,8	0
015.0	Kleine Kinzig - Oberlauf	+4,0 - +4,9	+4,6 - +4,9	0
015.9	Kleine Kinzig Mündung	+4,3 - -6,4	-2,5 - -5,7	--
041.1	Dürreychbach - Oberlauf	+3,1 - +4,3	+3,5 - +3,7	0
041.6	Dürreychbach - Unterlauf	-0,6 - -6,2	-0,2 - -4,9	0
031.0	Rotmurg Hauptbach	+2,3 - -3,6	-1,4 - -3,5	---
031.2	Rotmurg tributär	+2,3 - -1,1	+0,3 - -1,7	-
014.0	Goldersbach	-4,3 - -6,4	-6,4 - -4,0	0
014.3	Goldersbach tributär	-5,4	-2,1 - 6,2	?
032.0	Stutzbach - Hauptbach	-11,2 - -11,8	-10,6 - -11,3	0
032.9	Stutzbach - tributär	-10,0 - -12,6	-11,9 - -12,7	?
080.0	Rauhornbach - rechts	-8,7 - -11,0	-10,1 - -10,4	0
080.1	Rauhornbach - links	-6,9 - -8,5	-9,1 - -9,4	--
045.5	Sasbach ganz oben	-5,0 - -7,9	-6,5 - -6,9	0
045.4	Sasbach nach Geröll	-3,1 - -8,0	-7,3 - -7,9	--
045.3	Sasbach - Waldbrücke	-7,0 - 7,9	-3,9 - 5,9	+
045.8	Sasbach - Waldrand	-5,5 - 7,6	-5,0 - -6,4	?
045.0	Sasbach - Weide	-6,6 - -7,2	-7,8 - -8,8	?
045.7	Sasbach - Mündung	-8,5 - -9,0	-8,8 - -9,0	?
044.0	Brotenaubach - Oberlauf	-4,5 - -7,6	-4,0 - -7,1	0
043.0	Brotenaubach - Brunnen	+3,6 - +4,9	+3,9 - +4,9	0
044.5	Brotenaubach - Rotwasser	+2,6 - +3,8	-2,3	?
044.8	Brotenaubach - Unterlauf	-1,9 - +3,8	-1,2 - -4,7	0
076.0	Rotwasser-Mündung	-1,8 - -5,9	-2,8	?
076.2	Rotwasser-Quelle	-7,8	-7,4	?
029.0	Rombach - Oberlauf	-7,8 - -6,9	-4,9 - -7,7	0
029.5	Rombach - Mittellauf	+2,2 - +2,7	-0,6 - -0,8	?

Legende

Stufe	Grenze
Akut versauert	>0
Kritisch versauert	0 - --7
Versauerungsgefährdet	-7 - -10
nicht versauerungsgefährdet	<-10
Vermoort	beliebig

-	schwach signifikant sinkend
--	signifikant sinkend
---	hoch signifikant sinkend
+	schwach signifikant steigend
0	kein signifikanter Trend
?	zuwenig Daten für Statistik

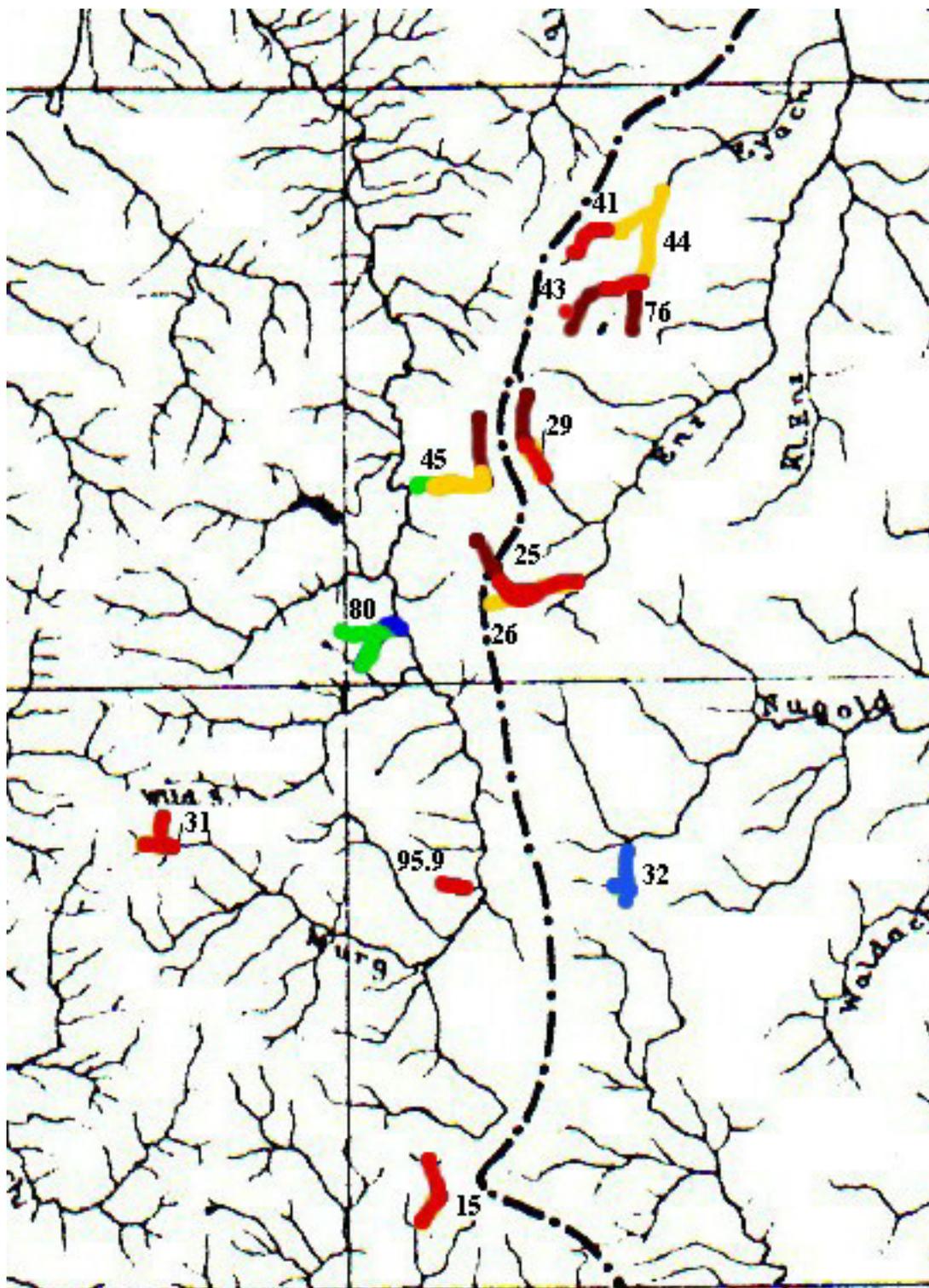


Fig. 1: Kartenausschnitt Nordschwarzwald: Versauerungszustand in den achtziger Jahren. Der Goldersbach ist viel weiter südlich und daher hier nicht abgebildet.

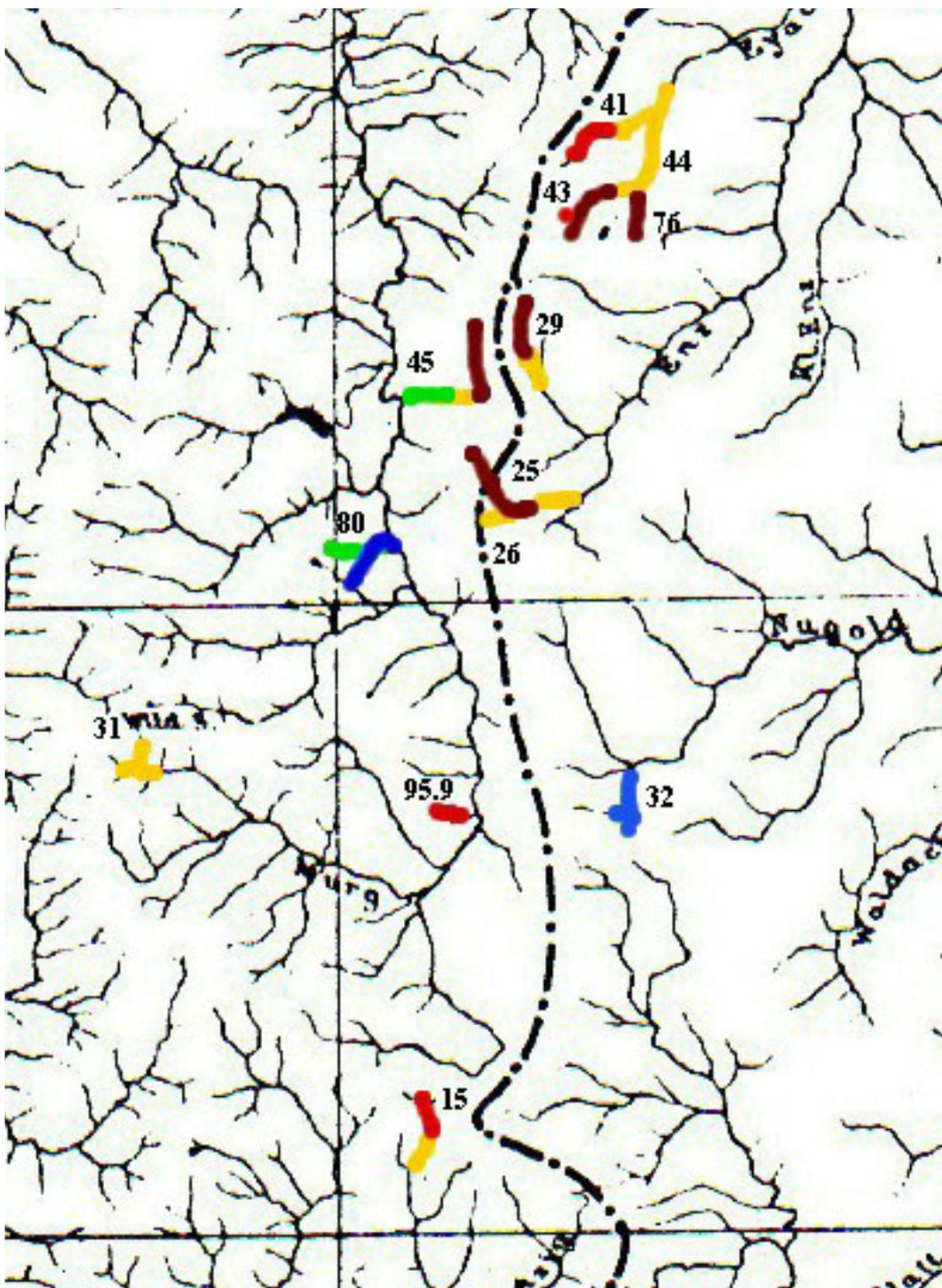


Fig. 2: Kartenausschnitt Nordschwarzwald: Versauerungszustand im Jahre 2001.