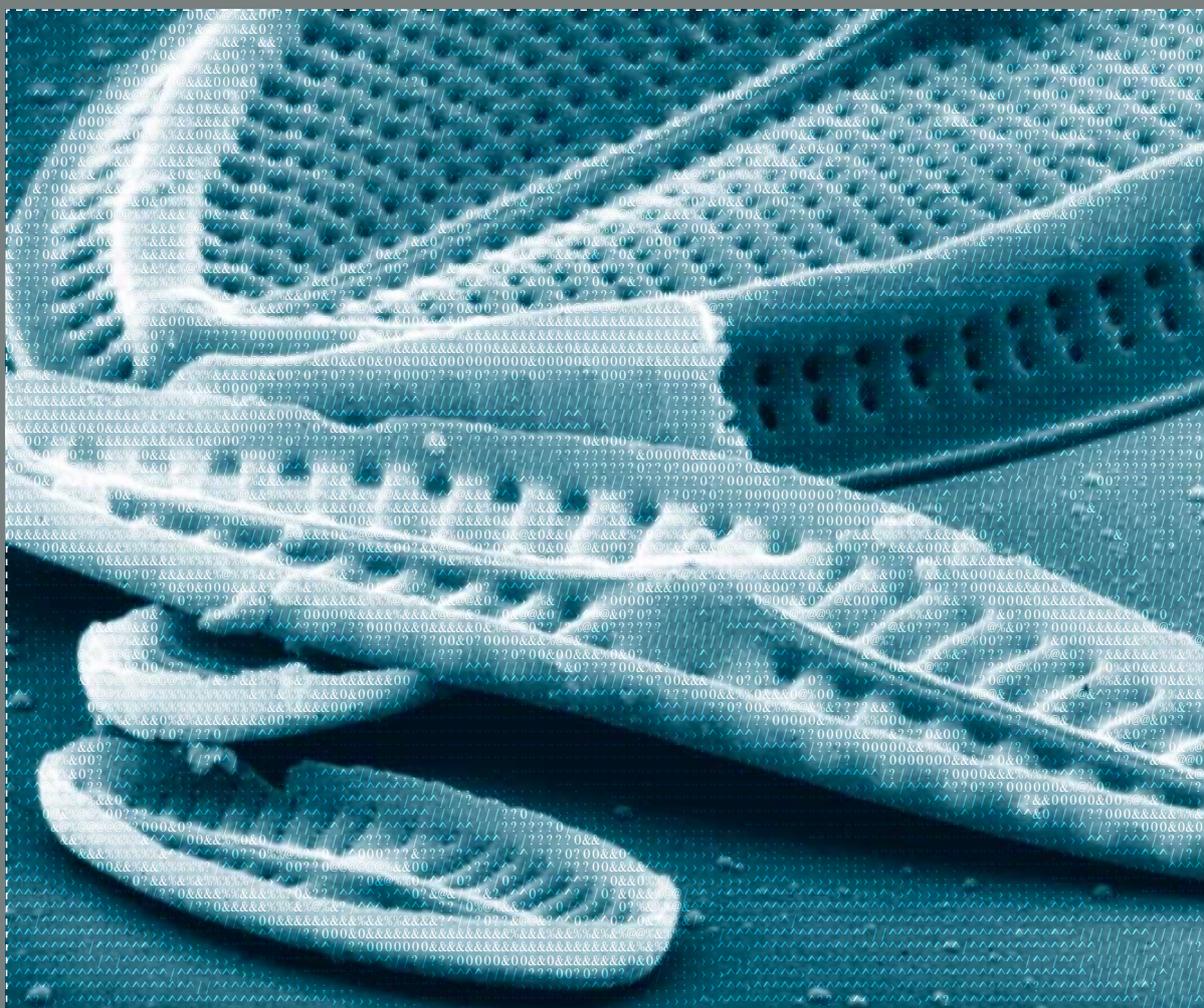


> Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer

Kieselalgen Stufe F (flächendeckend)



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

40
—
07

> Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer

Kieselalgen Stufe F (flächendeckend)

Rechtlicher Stellenwert dieser Publikation

Diese Publikation ist eine Vollzugshilfe des BAFU als Aufsichtsbehörde und richtet sich primär an die Vollzugsbehörden. Sie konkretisiert unbestimmte Rechtsbegriffe von Gesetzen und Verordnungen und soll eine einheitliche Vollzugspraxis fördern. Berücksichtigen die Vollzugsbehörden diese Vollzugshilfen, so können sie davon ausgehen, dass sie das Bundesrecht rechtskonform vollziehen; andere Lösungen sind aber auch zulässig, sofern sie rechtskonform sind. Das BAFU veröffentlicht solche Vollzugshilfen (bisher oft auch als Richtlinien, Wegleitungen, Empfehlungen, Handbücher, Praxishilfen u.ä. bezeichnet) in seiner Reihe «Umwelt-Vollzug».

Impressum

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Autoren

Joachim Hürlimann, AquaPlus, Angewandte Ökologie, Gewässer- und Fischereifragen, Landschafts- und Naturschutzplanung, Zug
Pius Niederhauser, AWEL, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Kanton Zürich

Begleitende Arbeitsgruppe

Paul Liechti (Vorsitz), Bundesamt für Umwelt

Werner Göggel, Eawag: Das Wasserforschungs-Institut des ETH-Bereichs

Angela von Känel, Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kantons Bern

Arno Stöckli, Departement Bau, Verkehr und Umwelt des Kantons Aargau, Abteilung für Umwelt

Zitiervorschlag

Hürlimann J., Niederhauser P. 2007: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Kieselalgen Stufe F (flächendeckend). Umwelt-Vollzug Nr. 0740. Bundesamt für Umwelt, Bern. 130 S.

Gestaltung

Ursula Nöthiger-Koch, 4813 Uerkheim

Titelfoto

Kieselalgen im Licht- und Rasterelektronenmikroskop.
Präparierte Schalen, Seitenansicht (REM)

Download PDF

www.umwelt-schweiz.ch/uv0740-d

(eine gedruckte Fassung ist nicht erhältlich)

Code: UV-0740-D

Diese Publikation ist auch in französischer Sprache verfügbar (UV-0740-F).

© BAFU 2007

> Inhalt

Abstracts	5		
Vorwort	7		
<hr/>			
1	Einleitung	8	
<hr/>			
2	Ziel und rechtliche Grundlage	10	
2.1	Ziel	10	
2.2	Rechtliche Grundlage	10	
<hr/>			
Teil I:	Methodenanleitung	11	
<hr/>			
3	Durchführung der Erhebungen	12	
3.1	Felderhebungen, Probenahme	12	
3.1.1	Auswahl der Probenahmestellen	12	
3.1.2	Probenahme, Substratwahl, Protokollierung, Konservierung	13	
3.2	Laborarbeiten, Präparationstechniken	16	
3.3	Mikroskopiearbeiten (Bestimmung und Zählung der Arten)	17	
3.4	Auswertung	18	
3.5	Bemerkungen zu den wichtigsten Kieselalgentaxa Schweizer Fließgewässer	21	
3.6	Störungen, Grenzen der Anwendbarkeit	25	
<hr/>			
Teil II:	Grundlagen und Bezug zu anderen Bewertungsmethoden	26	
<hr/>			
4	Kieselalgen als Bioindikatoren	27	
4.1	Kieselalgen als Organismen	29	
4.2	Typen von Verfahren zur Untersuchung von Gewässerbelastungen	31	
<hr/>			
5	Charakterisierung der zur Methodenentwicklung benutzten biologischen und chemischen Datengrundlagen	33	
5.1	Kieselalgendatensatz	33	
5.2	Chemiedatensatz	35	
<hr/>			
6	Grundlagen für den Kieselalgenindex	37	
6.1	Beurteilung der Untersuchungsstellen mit chemischen Parametern	37	
6.2	Kieselalgenindex DI-CH	43	
6.3	Zustandsklassen und Bezug zur Wasserqualität	48	
<hr/>			
7	Auswertungen bisheriger Daten und Anwendungsbeispiele	49	
7.1	Vergleich zwischen altem und neuem Kieselalgenindex DI-CH	49	
7.2	Geografische Darstellung	50	
7.3	Belastungsänderungen durch Kläranlagen im Überblick	51	
7.4	Belastungsänderungen infolge Aufheben einer Kläranlage im Fließ- und Zeitverlauf	52	
7.5	Vergleich zwischen Aufnahmen im Frühjahr und im Herbst	53	
7.6	Taxazahl, Diversität und DI-CH im Überblick	54	
<hr/>			
	Literatur	56	
<hr/>			
	Anhang	59	

> Abstracts

This method for assessing the status of rivers and streams using diatoms forms part of the Modular Stepwise Procedure published by the FOEN (Federal Office for the Environment). This guide for Level 1 (regional survey) describes a standardised procedure for the assessment of watercourses using the frequencies and distribution of diatom species. The methodological procedure for field, laboratory and evaluation work is described in detail. The goal of diatom assessment is to characterise the biological status of watercourses in Switzerland using the new Swiss Diatom Index (DI-CH). Status descriptions have a known relationship with chemical parameters which indicate anthropogenic pollution and are therefore an important aspect with regard to assessment of the ecological objectives according to the Water Protection Ordinance dated 28 October 1998 ('GSchV', Appendix 1, Art. 1, para. 1).

Keywords:

Modular Stepwise Procedure, Watercourses, Diatoms, Bioindication, Water body status, Evaluation

Die Methode zur Untersuchung von Kieselalgen (Diatomeen) ist Teil des vom BAFU veröffentlichten Modul-Stufen-Konzeptes. Die vorliegende Anleitung für die Stufe F (flächendeckend) beschreibt ein harmonisiertes Vorgehen bei der Beurteilung der Fliessgewässer anhand der Häufigkeiten und Verteilung der Kieselalgenarten. Das methodische Vorgehen bei den Feld-, Labor- und Auswertarbeiten wird detailliert beschrieben. Ziel der Kieselalgenuntersuchung ist es, den biologischen Zustand der Fliessgewässer der Schweiz anhand des neu entwickelten Kieselalgenindex DI-CH (Diatomeen Index Schweiz) zu charakterisieren. Die Zustandsbeschreibungen haben einen bekannten Bezug zu chemischen Parametern, die anthropogene Stoffbelastungen anzeigen, und sind somit ein wichtiger Aspekt im Hinblick auf die Überprüfung der ökologischen Zielsetzung gemäss der Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (Anhang 1 Art. 1 Abs. 1 GSchV).

Stichwörter:

Fliessgewässer, Kieselalgen, Bioindikation, Bewertung, Gewässerzustand

Le guide des méthodes d'étude des diatomées fait partie du système modulaire gradué publié par l'OFEV. Ce guide propose une démarche intégrée qui permet d'apprécier l'état des rivières au niveau R (région) à l'aide de l'abondance et de la répartition des diatomées. Les méthodes de prélèvement, de préparation, puis d'analyse en laboratoire et de valorisation des résultats sont décrites en détail. Le but de l'étude des diatomées est de caractériser l'état biologique des rivières à l'aide de l'indice DI-CH (diatomées indice suisse) récemment développé. Les évaluations de qualité des eaux sont en relation étroite avec des paramètres chimiques, qui traduisent des pollutions d'origine anthropique. Ces appréciations représentent donc un critère important de vérification des objectifs écologiques définis par l'ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des eaux (annexe 1, art. 1, al. 1, OEaux).

Mots-clés :

Système modulaire gradué, Cours d'eau, Diatomées, Bioindication, État des cours d'eau, Évaluation

Le istruzioni metodologiche per l'analisi delle diatomee fanno parte del sistema basato su moduli e livelli pubblicato dall'UFAM. Le presenti istruzioni per il livello R (regione) descrivono una procedura armonizzata di valutazione dei corsi d'acqua sulla base della consistenza e distribuzione delle diatomee. Inoltre illustrano in maniera dettagliata la procedura metodica adottata per le indagini sul campo, le analisi in laboratorio e le valutazioni. L'indagine concernente le diatomee ha l'obiettivo di caratterizzare, sulla base dell'indice delle diatomee DI-CH (indice diatomico svizzero), recentemente adottato, lo stato biologico dei corsi d'acqua svizzeri. Le descrizioni dello stato delle diatomee si basano su parametri chimici per il rilevamento di inquinanti antropogenici e costituiscono pertanto un aspetto importante in vista dell'esame degli obiettivi ecologici previsti dall'ordinanza del 28 ottobre 1998 sulla protezione delle acque (allegato 1 art. 1 cpv. 1 OPAC).

Parole chiave:

Sistema basato su moduli e livelli, Corsi d'acqua, Diatomee, Bioindicazione, Stato delle acque, Valutazione

> Vorwort

Das Gewässerschutzgesetz (GSchG, SR 814.20) vom 24. Januar 1991 und die revidierte Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (GSchV, SR 814.201) haben den umfassenden Schutz der Gewässer und ihrer vielfältigen Funktionen als Lebensräume für Pflanzen und Tiere sowie die nachhaltige Nutzung durch den Menschen zum Ziel. Das Modul-Stufen-Konzept will diesen Auftrag auch im Bereich der Gewässerüberwachung umsetzen, indem für die verschiedenen Aspekte der Fliessgewässer entsprechende Teilmethoden (Module) erarbeitet werden.

Bei der Beurteilung des Zustandes der Fliessgewässer im Rahmen des Vollzuges ist neben der Bewertung der chemischen Wasserqualität und der morphologischen sowie hydrologischen Bedingungen die Untersuchung der Lebensgemeinschaften von zentraler Bedeutung. Nur die Erfassung des biologischen Zustandes lässt schliesslich einen direkten Vergleich mit den ökologischen Zielen für die Gewässer zu. Die Kieselalgen (Diatomeen) sind als Indikatoren für den Gewässerzustand besonders geeignet, da ihre Verteilung und Häufigkeit davon abhängig sind, welche Wasserinhaltsstoffe über einen längeren Zeitraum im Gewässer vorhanden waren. Das Modul Kieselalgen ist daher eine ideale Ergänzung zu den chemischen Gewässeruntersuchungen.

Die Beurteilung von Flüssen und Bächen anhand der Kieselalgen blickt in Europa auf eine jahrzehntelange Tradition zurück. Wegen den Erfolgen in der Abwasserreinigung und wegen der meist guten Verdünnung der aus anthropogenen Quellen stammenden Stoffe ist eine Beurteilung entsprechend der im europäischen Ausland entwickelten Erhebungssysteme aber für Schweizer Fliessgewässer zu wenig aussagekräftig, d.h. die Differenzierung in verschiedene Zustandsklassen wird schwierig. Deshalb hat im Rahmen des Modul-Stufen-Konzeptes zur Untersuchung und Beurteilung der schweizerischen Fliessgewässer eine Gruppe von Fachleuten aus BAFU, Eawag und kantonalen Fachstellen einen Auftrag an ein privates Büro erteilt mit dem Ziel, eine Beurteilungsmethode für die Untersuchung der Kieselalgen zu entwickeln, welche den Gegebenheiten schweizerischer Fliessgewässer gerecht wird. Diese Arbeit wurde nur möglich dank der starken Unterstützung durch das AWEL Zürich (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich) und weitere kantonale Fachstellen.

Die vorliegende Anleitung für die Stufe F (flächendeckend) beschreibt ein harmonisiertes Vorgehen bei der Beurteilung der Fliessgewässer in der Schweiz anhand der Häufigkeiten und Verteilung der Kieselalgenarten. Die allgemeine Beschreibung des Modul-Stufen-Konzeptes und die Methoden «Ökomorphologie – Stufe F», «Fische – Stufe F» und «Äusserer Aspekt» sind bereits in der Schriftenreihe Vollzug Umwelt, Mitteilungen zum Gewässerschutz des BAFU veröffentlicht worden. Weitere Methoden des Konzeptes werden in loser Reihenfolge im Rahmen der Schriftenreihe Umwelt-Vollzug erscheinen.

Stephan Müller
Chef der Abteilung Wasser
Bundesamt für Umwelt (BAFU)

1 > Einleitung

Gemäss dem Modul-Stufen-Konzept des BUWAL (1998) sollen zur Untersuchung der Fließgewässer der Schweiz Module in den Bereichen Hydrodynamik und Morphologie (Hydrologie, Ökomorphologie), Biologie (höhere Wasser- und Sumpfpflanzen, Algen, Makrozoobenthos, Fische) sowie chemische und toxische Effekte (Wasserchemie, Ökotoxikologie) definiert werden. Als Bearbeitungstiefen werden die Stufe F (flächen-deckend, geringer Aufwand pro Einzeluntersuchung), die Stufe S (systembezogen, mittlerer Aufwand pro Einzeluntersuchung) und die Stufe A (abschnittsbezogen, aufwendige Erhebungen) aufgeführt. Die Auswahl der zur Anwendung kommenden Module sowie die Bearbeitungsstufe richtet sich nach den verschiedenen Zielen, die mit der Gewässeruntersuchung verfolgt werden.

Mit dem vorliegenden Bericht wird das methodische Vorgehen zur Untersuchung der Kieselalgen auf Stufe F erläutert. Die Kieselalgen werden vertieft betrachtet, weil sich diese Organismengruppe besonders gut zur biologischen Beurteilung der Wasserqualität eignet. Zur Ausarbeitung der Methodik dienten als Datenbasis alle geeigneten Ergebnisse von Kieselalgenuntersuchungen, die in den letzten rund 20 Jahren in Fließgewässern der Schweiz durchgeführt wurden. Zusätzlich wurden dazugehörige chemische und physikalische Daten zur Eichung der Methodik miteinbezogen. Die grosse Zahl der bereits durchgeführten Kieselalgenuntersuchungen (3'649 Zähllisten) erlaubte es, die für Schweizer Fließgewässer wichtigsten Kieselalgentaxa aufzulisten, fotografisch zu dokumentieren und ökologisch hinsichtlich ihrer Toleranz auf anthropogene Stoffbelastungen zu charakterisieren. Basierend auf diesen artspezifischen ökologischen Einstufungen konnte dann ein Schweizer Kieselalgenindex (DI-CH) definiert werden, mit welchem die *biologische Charakterisierung der Wasserqualität eines Fließgewässers mit Bezug zu chemischen Parametern* möglich wird.

Obwohl in den angrenzenden Ländern Deutschland, Österreich, Italien und Frankreich wie auch in anderen Ländern bereits publizierte Verfahren zur biologischen Beurteilung der Wasserqualität mittels Kieselalgen vorliegen (Saprobie- und Trophieindizes) und diese auch angewandt werden können, war eine Eichung an die für die Fließgewässer der Schweiz zur Zeit herrschenden chemischen Verhältnisse notwendig. Das Bedürfnis nach einer spezifisch für die Schweiz gültigen Eichung hat mehrere Beweggründe.

- > Die bereits bestehenden, auf der Angabe des Saprobiegrades beruhenden, biologischen Beurteilungsverfahren differenzieren aus heutiger Sicht ungenügend, da heute ein Grossteil der Schweizer Fließgewässer eine mässige bis höchstens kritische organische Belastung (Gewässergüte II bis II-III) aufweist.
- > Im Weiteren decken sich die Grenzen der Gewässergüteklassen nicht mit den in der schweizerischen Gesetzgebung (Gewässerschutzverordnung, GSchV) festgelegten Kriterien bezüglich der Qualitätsanforderungen. So wird die Gewässergüteklasse II

als organisch mässig belastet bezeichnet, während die schweizerische Gesetzgebung fordert, dass die Organismenzusammensetzung je nach Gewässertyp charakteristisch sein soll für nicht oder nur schwach belastete Gewässer (Anhang 1 Art. 1 GSchV).

- > Dank der grossen Erfolge in der Abwasserreinigung sind die organischen Belastungen sehr stark und die Gehalte an Phosphor und Stickstoff deutlich zurückgegangen. Diese Nährstoffbelastung kann grundsätzlich mit einem Trophieindex erkannt werden. Die Vielzahl der heute vorhandenen organischen und anorganischen Belastungen in Schweizer Fliessgewässer verdeutlichen aber, dass eine biologische Gewässerbeurteilung, die auf einem System basiert, welches nur an einem Leitparameter wie z. B. Phosphor geeicht wurde, die vielen möglichen Belastungsmuster nicht erfasst und damit zu einseitig ausfällt. Dies gilt insbesondere dann, wenn mit den Kieselalgen auf Stufe F der biologische Gewässerzustand von Fliessgewässern auch unterhalb von Kläranlagen mit Phosphorfällung (3. Stufe) beurteilt werden soll. Hier können die Phosphorbelastungen durchaus tief, die Wasserqualität hinsichtlich anderer Parameter wie DOC, Nitrat, Nitrit, Ammonium oder Chlorid aber ungenügend sein.
- > Eine Eichung für Schweizer Verhältnisse ist auch insofern angebracht, weil nur so ein Bezug zwischen dem Kieselalgenindex und den in Schweizer Fliessgewässern vorkommenden Stoffkonzentrationen hergestellt werden kann.

Um europaweit kieselalgenbasierte Untersuchungsergebnisse vergleichen zu können, besteht jedoch nach wie vor die Möglichkeit der Berechnung anderer Indizes (Trophie oder Saprobie).

Der vorliegende Bericht gliedert sich in zwei Teile. Der Teil 1 enthält die **Methodenanleitung**, also alle Feld- und Laborarbeiten sowie die Auswertung und Bewertung der Resultate, die zur Durchführung der Kieselalgenuntersuchung benötigt werden. Der Teil 2 enthält allgemeine Informationen zu den Kieselalgen als Bioindikatoren sowie die für die vorliegende Methodik benötigten chemischen und biologischen **Grundlagen**. Die Eichung des Kieselalgenindex DI-CH wird erläutert. Im Anhang werden ergänzend zur Methodenanleitung weitergehende wichtige Informationen, so die Taxaliste, die Bildtafeln von für Schweizer Fliessgewässer wichtigen Kieselalgenarten und detaillierte Anleitungen zum Präparieren der Kieselalgen aufgeführt.

2 > Ziel und rechtliche Grundlage

2.1 Ziel

Kieselalgenuntersuchungen stellen ein biologisches Verfahren dar, um stoffliche Auswirkungen auf einzelne Organismen und ganze Lebensgemeinschaften über die Zeit integriert beobachten zu können. Das wesentlichste Ziel der vorliegenden Methodik liegt darin, mittels Kieselalgenuntersuchungen einfache und für den Vollzug des Gewässerschutzgesetzes zuverlässige Aussagen zum biologischen Zustand von Fliessgewässern der Schweiz machen zu können. Da Fliessgewässer eine Vielzahl anderer Organismen enthalten, sind diese Aussagen allerdings nicht abschliessend. Die Zustandsbeschreibungen sollen dabei einen bekannten Bezug zu chemischen Parametern haben, die anthropogene Stoffbelastungen anzeigen. Der Kieselalgenindex DI-CH ist ein möglicher Indikator im Rahmen der Überprüfung der ökologischen Zielsetzung gemäss Gewässerschutzverordnung (Anhang 1 Art. 1 Abs. 1 GSchV):

2.2 Rechtliche Grundlage

Das Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer vom 24. Januar 1991 (GSchG, SR 814.20) beauftragt in Artikel 57 den Bund und in Artikel 58 die Kantone, Abklärungen über Gewässer vorzunehmen. Darunter fallen unter anderem Erhebungen darüber, ob die in Anhang 1 Ziffer 1 der Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (GSchV, SR. 814.201) definierten ökologischen Ziele für oberirdische Gewässer, welche gemäss Artikel 1 Absatz 2 GSchV beim Vollzug zu berücksichtigen sind, erreicht werden.

Anhang 1 Ziffer 1 Absatz 1 GSchV sagt:

Die Lebensgemeinschaften von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen oberirdischer Gewässer und der von ihnen beeinflussten Umgebung sollen.

- a) naturnah und standortgerecht sein sowie sich selbst reproduzieren und regulieren;*
- b) eine Vielfalt und eine Häufigkeit der Arten aufweisen, die typisch sind für nicht oder nur schwach belastete Gewässer des jeweiligen Gewässertyps.*

Bund und Kantone führen auch Erhebungen darüber durch, ob die in Anhang 2 Ziffer 1 der GSchV genannten Anforderungen an die Wasserqualität oberirdischer Gewässer erfüllt sind.

Die vorliegende Publikation zeigt Methoden auf, nach welchen solche Abklärungen mittels Untersuchungen an Kieselalgen vorgenommen werden können.

> Teil I: Methodenanleitung

3 > Durchführung der Erhebungen

3.1 Felderhebungen, Probenahme

Die im Folgenden aufgeführten probenahmetechnischen Angaben stützen sich ab auf die in Kelly et al. (1998) erwähnten Empfehlungen zur Beprobung von Kieselalgen, die in Zusammenhang mit der Beurteilung der Wasserqualität von Fließgewässern in Europa erarbeitet wurden.

3.1.1 Auswahl der Probenahmestellen

Die räumlichen und zeitlichen Aspekte bei Kieselalgenuntersuchungen hängen vom Zweck der Untersuchung ab und müssen im Einzelfall festgelegt werden (Probenahmekonzept, Anzahl Probenahmen, Auswahl der Probenahmestellen). Folgende Grundsätze sollten jedoch in ein Probenahmekonzept einfließen:

1. Gewährleistung der Vergleichbarkeit mit anderen Messprogrammen (z. B. Chemie- und Benthosbiologieaufnahmen) und mit früher durchgeführten Erhebungen (z. B. historische Proben als Referenzen).
2. Überprüfung der Möglichkeit des Einbezugs von Einzeluntersuchungen in ein bereits bestehendes Routineprogramm.
3. Räumliche und zeitliche Anordnung der Probenahmestellen, so dass allfällige Belastungen möglichst einer Ursache zugeordnet werden können. Bei **punktuellen** Einleitungen (z. B. bei Kläranlagen) bedeutet dies, dass eine Probenahmestelle unmittelbar oberhalb (lokale Referenz) und mindestens eine Probenahmestelle unterhalb der punktuellen Einleitung vorgesehen werden. In Bächen und kleineren Vorflutern sollte die Probenahmestelle unterhalb einer punktuellen Einleitung mindestens soweit entfernt sein, dass eine vollständige Durchmischung der eingeleiteten Abwässer angenommen werden kann. Bei Flüssen oder anderen Gewässer- und Strömungssituationen, bei denen eine vollständige Durchmischung nicht oder erst nach sehr langer Fließstrecke erfolgt, gilt dieser Grundsatz nicht. Um die räumlichen Auswirkungen einer punktuellen Einleitung im Fließverlauf zu erfassen, empfiehlt es sich unterhalb der Einleitung mehrere Stellen zu beproben (z. B. in rund 200 m, in 500–1000 m und in 1500–2500 m Entfernung von der Einleitstelle).
4. Um bei **diffusen** Gewässerbelastungen allfällige Belastungsgradienten erkennen zu können, sollten im Fließverlauf ebenfalls mehrere Stellen beprobt werden.
5. Gute Zugänglichkeit zu den Probenahmestellen soll auch im Winterhalbjahr gewährleistet sein.
6. Das mehrmalige, allenfalls sogar regelmässige Wiederholen der Probenahmen hängt stark von der Fragestellung ab. Für Routineuntersuchungen sind zwei Probenahmen pro Jahr ideal (Spätwinter/Frühling und Sommer/Herbst). Sofern nur eine Probe-

nahme pro Jahr möglich ist, sollte diese zum Zeitpunkt der maximal zu erwartenden Gewässerbelastung durchgeführt werden. Maximalbelastungen eines Gewässers können jedoch in Abhängigkeit der Dynamik der Nutzungen (Auslastung der Kläranlagen, Zahl und Intensität von Mischwasserentlastungen aus der Siedlungsentwässerung, Tourismusaktivitäten, etc.) und der hydrologischen Bedingungen (Restwasser, Grundwasserinfiltration, -exfiltration, Trockenperioden) zu ganz verschiedenen Jahreszeiten auftreten.

7. Die Untersuchungen selber sollten wenn immer möglich nicht während oder wenige Tage nach Hochwasserereignissen stattfinden. Es empfiehlt sich, die Phase der Pioniergesellschaften, welche nach einem Hochwasser als erste Organismen das Substrat besiedeln, vorübergehen zu lassen. Nach rund einem Monat hat sich erfahrungsgemäss eine stabile Lebensgemeinschaft etabliert.

3.1.2 Probenahme, Substratwahl, Protokollierung, Konservierung

Die folgenden Empfehlungen zur Auswahl des Substrates und der Stellen innerhalb einer zu beprobenden Gewässerstelle sowie der Probenahmetechnik selber stehen in Zusammenhang mit der **Beurteilung des biologischen Gewässerzustandes (biologisch indizierte Wasserqualität)**. Wenn andere Fragestellungen zugrunde liegen, z. B. Biodiversität, Populationsbiologie oder Bewuchsdichte, sind andere Verfahren zu wählen.

Wenn immer möglich sollte über die ganze Untersuchung hinweg immer dasselbe Substrat beprobt werden. Für Schweizer Fliessgewässer ist grundsätzlich das **Hartsubstrat Stein (Epilithon) in der fliessenden Welle** geeignet. Dieses Substrat tritt fast überall und zu jeder Jahreszeit auf und ist sehr einfach zu beproben.

Beprobung des Hartsubstrates

Bei kleinen Fliessgewässern, die zu Fuss und ohne Hilfsmittel und spezieller Sicherheitsmassnahmen durchquert werden können, werden über den Gewässerquerschnitt (Transekt) verteilt faust- bis kopfgrosse Steine gesammelt. Kleinere Steine sollten wenn immer möglich vermieden werden, da diese schon bei leicht erhöhtem Abfluss bewegt, verdriftet und zeitweise von anderen Steinen zugedeckt werden und der Algenbewuchs dadurch abgeschabt/erodiert wird. Im Normalfall, d.h. in eher **produktiven Gewässern**, genügen total pro Gewässerstelle **drei bis fünf Steine**, welche vom linken und rechten Ufer sowie der Gewässermitte entnommen werden (Abb. 1). Bei **unproduktiven Voralpen- und Gebirgsbächen**, welche auf den Steinoberflächen nur einen spärlichen Krustenbewuchs aufweisen, sollten **mindestens 5, besser 10 Steine** oder allenfalls mehr beprobt werden. Die Steine müssen aus dem dauernd benetzten und gut durchströmten Bereich des Fliessgewässers entnommen werden. Zonen mit geringer Fliessgeschwindigkeit sollten wenn möglich gemieden werden, da an diesen Stellen auch Akkumulationen (u.a. von abgestorbenen Kieselalgen) stattfinden. Eine maximale Entnahmetiefe von 0.5 bis 1.0 m und eine maximale Fliessgeschwindigkeit von ca. 1 m/s sollte aus Sicherheitsgründen nicht überschritten werden. Ebenso sind sehr stark beschattete, dauernd lichtarme Stellen zu vermeiden. Die Steine sollten zudem einen vitalen, gut entwickelten Biofilm mit Kieselalgen aufweisen, welcher sich durch einen braunen krusten- bis hautförmigen, allenfalls leicht zottigen Belag kenn-

zeichnet. Steine mit stark fädigem Algenbewuchs (z. B. *Cladophora* sp., *Vaucheria* sp., *Hydrurus foetidus*, etc.) oder mit Moosen oder Wasserpflanzen sollten gemieden werden. Von den gesammelten Steinen wird im Feld gemäss unten aufgeführter Methode der Kieselalgenaufwuchs entnommen und im Normalfall als Mischprobe weiterbearbeitet. Bei grossen, breiten Fliessgewässern, die nicht zu Fuss durchquert werden können, kann die Flussmitte nur mit grossem Aufwand beprobt werden. Eine mögliche Probenahmetechnik wurde im Hochrhein angewandt (BUWAL 1993). Im Normalfall genügt es aber, das linke und das rechte Flussufer wiederum mit 3 bis 5 Steinen separat zu beproben (1 Mischprobe pro Uferseite).

Falls an einer Probenahmestelle Steine, respektive Hartsubstrate wohl vorhanden sind, aber nicht von der Gewässersohle entfernt werden können (stark kolmatierte Sohle, betonierter Kanal, benetzte senkrechte Mauern, Wände, etc), kann der Kieselalgenaufwuchs unter Wasser z. B. mittels Saugpipetten entnommen werden.

Bei fehlenden Hartsubstraten können auch **Weichsubstrate**, d.h. Teile von untergetauchten Wasserpflanzen (Stengel, Blätter, Moosbüschel) oder Feinsedimente beprobt werden. Der Zustand der Pflanzen (im Wachstum, abgestorben, verschlammte, am Verrotten) kann die Beurteilung der Wasserqualität im Vergleich zum Steinsubstrat derselben Stelle leicht unterschiedlich ausfallen lassen. Auf die Beprobung von Holzoberflächen sollte gänzlich verzichtet werden.

Beprobung von Weichsubstraten

An Stellen mit fehlendem Steinsubstrat können auch blank polierte Steine exponiert oder **Kunstsubstrate** ausgesetzt werden (siehe Kapitel 4.2). Die Expositionszeit sollte mindestens 4 Wochen, bei sehr sauberen unproduktiven Gewässern oder an stark beschatteten Stellen jedoch deutlich mehr betragen (z. B. 8 Wochen).

Die **Entnahme der Kieselalgen** ab dem Hartsubstrat Stein erfolgt im Normalfall durch Abschaben, respektive Abkratzen der Steinoberseite nach der Methode von Douglas (1958). Dazu wird ein kurzes Kunststoffrohr (mit Gummidichtung und Neoprensäum) auf eine eher flache Stelle des Steines gedrückt, ins Rohr etwas Wasser gegossen und der Bewuchs mit einem Borstenpinsel entfernt (Abb. 1). Anschliessend wird das Aufwuchsmaterial in das Probenahmegefäss überführt. Pro Stein können eine oder zwei Flächen abgekratzt werden. Eine Anleitung zum Bau des Kieselalgenkratzers und die Handhabung im Feld befindet sich zum Downloaden auf der Website der Firma AquaPlus (www.aquaplus.ch).

Entnahme der Kieselalgen

Die Konservierung der Proben erfolgt, sofern die Präparation nicht am Probenahmetag durchgeführt wird, noch am selben Tag mit Formaldehyd (37%, neutralisiert zur Verhinderung des Auflösens dünner Kieselalgenschalen). Als Endkonzentration genügt eine höchstens 4% Formaldehydlösung. Als Alternative zu Formaldehyd kann das zur Konservierung von Planktonproben bekannte iodhaltige Lugol verwendet werden. Unabhängig von der Konservierungsmethode empfiehlt es sich zudem, die Proben bis zur Weiterbearbeitung gekühlt im Dunkeln zu lagern (Kühlbox, Labor-Kühlschrank, Kühlraum). Zur Verhinderung einer Kontamination oder Verschleppung von Kieselalgen von einer Probe zur nächsten müssen alle Probenahmeutensilien vor und nach der Probenahme sauber gewaschen werden.

Konservierung der Proben

Zur **mikroskopischen Lebendbetrachtung** des beprobten Kieselalgenaufwuchses kann vor der Fixierung mit Formaldehyd eine kleine Probenmenge in einem separaten Probenahmegefäß ohne Konservierung ebenfalls im Dunkeln und gekühlt (Kühlbox) aufbewahrt werden. Die Lebend-Mikroskopie muss dann aber unbedingt innerhalb des nächsten Tages durchgeführt werden.

Lebend-Mikroskopie einer unbehandelten Probe

Bei der Beprobung der Kieselalgen sollen die Probenahmeestelle und der äussere Aspekt gemäss dem Modul Äusserer Aspekt (BAFU 2007) standardisiert protokolliert und die Proben eindeutig beschriftet werden.

Abb. 1 > Kieselalgenkratzer (oben, links und rechts) und abgekratzte Steine mit unterschiedlich dichtem Algenbewuchs (Mitte und unten links). Steine mit dichtem Fadenalgenbewuchs sollten nicht beprobt werden (unten rechts).



3.2

Laborarbeiten, Präparationstechniken

Eine **mikroskopische Sichtung des Probenahmematerials vor der Präparation**, allenfalls im Lebendzustand mit Hilfe der speziell dafür separierten Probe, empfiehlt sich. Damit können Auffälligkeiten wie viele leere Schalen (tote Kieselalgen), die Individuendichte, das massenhafte Vorhandensein anderer Organismen erkannt, notiert und bei der Präparation oder bei der Auswertung und Interpretation der Resultate berücksichtigt werden.

Mit der **Präparation** wird die Kieselalgenprobe von organischem Material (Zellinhalt der Kieselalgen, andere Organismen, Detritus) befreit sowie entkalkt. Die präparierte Probe sollte möglichst nur noch siliziumhaltige Partikel, also Kieselalgeschalen oder Bruchstücke davon sowie mineralische Bestandteile enthalten. Eine Teilmenge dieser Probe wird anschliessend in ein Kunstharz eingebettet (üblicherweise Naphrax). Nachfolgend werden die Kieselalgen bestimmt und gezählt. Da bei der Mikroskopie mit starker Vergrößerung gearbeitet wird, muss zur Bestimmung und Zählung der Kieselalgen folgendes beachtet werden.

1. Gute Qualität der Aufbereitung (hoher Reinheitsgrad mit wenig Kristallen und Detritus),
2. sorgfältige Einbettung in das Kunstharz (keine Luftblasen, Schalen vollständig mit Einbettmittel gefüllt),
3. geeignete Verdünnung der Kieselalgeschalen (keine überlagernde Kieselalgeschalen),
4. homogene Verteilung der Schalen (keine Klumpungen).

Zur Präparation von Kieselalgenproben sind verschiedenste Verfahren entwickelt worden. Sie werden in Krammer & Lange-Bertalot (1986) beschrieben, wobei alle Präparationsverfahren – mit Ausnahme des einfachen Glühens – grundsätzlich dieselben Arbeitsschritte benötigen, welche aber je nach Verfahren nicht genau in der nachfolgend beschriebenen Reihenfolge durchgeführt werden.

1. Entfernung von grösseren Bestandteilen,
2. Entkalken mittels Salzsäure,
3. Entfernung organischer Bestandteile mittels Hitze und/oder Oxidation,
4. Waschen, Neutralisieren,
5. Einbetten in Kunstharz (Naphrax) zu Dauerpräparaten,
6. Konservierung der präparierten Proben,
7. Beschriftung und Archivierung der präparierten Probe und der Dauerpräparate.

In Anhang A4 werden diese 7 Präparationsschritte näher erläutert. Als Präparationsverfahren kommen das Glühen (Hitze) (bedingt geeignet) und das Veraschen im Muffelofen kombiniert mit Wasserstoffperoxid sowie die Heisoxidation mit z. B. Schwefelsäure (sehr geeignet) in Frage. In den Anhängen A4.1, A4.2 und A4.3 sind diese drei Präparationsverfahren als Laboranleitungen detailliert beschrieben.

Präparation der Kieselalgenprobe

Voraussetzungen für die
Mikroskopie von KieselalgenArbeitsschritte bei
der Präparation von
Kieselalgenproben

3.3 Mikroskoparbeiten (Bestimmung und Zählung der Arten)

Die Arbeit am Mikroskop setzt sich aus der Bestimmung der Arten und der Zählung der Kieselalgenschalen zusammen. Da die mikroskopisch kleinen Schalenstrukturen der Kieselalgen, also die lichtmikroskopisch erkennbaren Bestimmungsmerkmale, die Grenze der lichtmikroskopischen Auflösung erreichen, muss mit sehr guter Optik bei 1000x-facher Vergrößerung und Ölimmersion gearbeitet werden. Das **Mikroskop** sollte demnach mindestens über folgende Komponenten verfügen: stabiles Stativ, Kreuztisch zum Festhalten und Bewegen des Präparates, 40x- und 100x-Objektiv wobei mindestens das 100x-Objektiv für Ölimmersion geeignet sein muss, Binokulartubus mit 10x-Okular und Strichplatte (10µm Skalierung), Beleuchtungsarten: Hellfeld, Phasenkontrast, allenfalls Interferenz und Dunkelfeld. Als angenehme Beleuchtungsart gelten Phasenkontrast und Interferenz. Die normale Hellfeldbeleuchtung ist für fotografische Zwecke geeignet.

Die Bestimmung der Kieselalgen erfordert neben der technischen Ausrüstung auch Erfahrung und regelmässige Praxis. Die Bestimmung erfolgt im Wesentlichen nach dem Konzept der Süsswasserflora von Mitteleuropa (Krammer & Lange-Bertalot 1986–1991, respektive Neuauflagen 1997–2004) sowie einigen Zusatzbänden.

- > Krammer K., Lange-Bertalot H. 1997: Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D. (eds.), Süsswasserflora von Mitteleuropa, 2 (1), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 2^e éd., 876 p.
- > Krammer K., Lange-Bertalot H. 1997: Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer, D., (eds.), Süsswasserflora von Mitteleuropa, 2 (2), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 2^e éd., 611 p.
- > Krammer K., Lange-Bertalot H. 2000: Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotia. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer, D., (eds.), Süsswasserflora von Mitteleuropa, 2 (3), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 2^e éd., 576 p.
- > Krammer K., Lange-Bertalot H. 2004: Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae, kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. In: Ettl H., Gärtner G., Heynig H., Mollenhauer D., (eds.), Süsswasserflora von Mitteleuropa, 2 (4), Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 2^e éd., 468 p.
- > Krammer K. 2000: The genus *Pinnularia*. Diatoms of Europe 1, 703 p.
- > Krammer K. 2002: *Cymbella*. Diatoms of Europe 3, 584 p.
- > Krammer K. 2003: *Cymbopleura*, *Delicata*, *Navicymbula*, *Gomphocymbellopsis*, *Afrocybella*. Diatoms of Europe 4, 530 p.
- > Lange-Bertalot H. 1993: 85 neue Taxons und über 100 weitere neu definierte Taxons ergänzend zur Süsswasserflora von Mitteleuropa Vol. 2/1–4. Bibliotheca Diatomologica Band 27, 454 p.
- > Lange-Bertalot H., Moser G. 1994: *Brachysira* – Monographie der Gattung. Bibliotheca Diatomologica 29, 212 p.
- > Lange-Bertalot H., Metzeltin D. 1996: Annotated Diatom Micrographs: Oligotrophie-Indikatoren. Iconographia Diatomologica 2, 390 p.

Bestimmungsliteratur

- > Lange-Bertalot H. 2001: *Navicula* sensu stricto, 10 Genera separated from *Navicula* sensu lato *Frustulia*. Diatoms of Europe 2, 526 p.
- > Reichardt E. 1999: Zur Revision der Gattung *Gomphonema*. Die Arten um *G. affine/insigne*. *G. angustatum/micropus* *G. acuminatum* sowie gomphonemoide Diatomeen aus dem Obergliazän in Böhmen. Iconographia Diatomologica 8, 203 p.

Die unterstrichenen Bestimmungsbücher erachten wir als zwingende Voraussetzung für die Bestimmung der Kieselalgen unter Verwendung der alten Bezeichnungen nach dem Konzept der Süßwasserflora. Die Bestimmungsbücher der Serie «Diatoms of Europe» (Gantner Verlag K.G.), erschienen bis jetzt mit den Volumen 1 bis 4 (2000–2003), sind ebenfalls sehr hilfreich bei der Bestimmung der Kieselalgen. Diese Bände enthalten sehr viele Fotos, Angaben zur Ökologie, zu Synonymen und zu heute gültigen Bezeichnungen.

Als weitere Bestimmungshilfe sind in Anhang A2 die für Schweizer Fließgewässer wichtigsten Kieselalgentaxa fotografisch dokumentiert. In Tabelle A1.1 in Anhang A1 befindet sich zudem die Liste aller ökologisch eingestuften Kieselalgen. Die Terminologie zur Benennung der Bauelemente einer verkieselten Zellwand kann im Glossar der Termini in Krammer & Lange-Bertalot (1986) nachgeschlagen werden.

Weitere Bestimmungshilfe

Nachdem die häufig vorkommenden Kieselalgeschalen einer Probe bestimmt wurden, erfolgt die **Zählung der Kieselalgen**. Eine Zählung umfasst 400 bis 500 Schalen. Dabei müssen alle im Rahmen der Zählung vorgefundenen 400 bis 500 Schalen bestimmt und gezählt werden, also auch diejenigen Taxa, welche keinen D-Wert haben. Die Zählung wird dabei verteilt über das ganze Präparat entlang von parallel verlaufenden aber nicht angrenzenden Bahnen durchgeführt. Bei der Zählung werden alle intakten Schalen erfasst, wobei ganze Zellen als 2 Schalen gezählt werden. Bei den Bruchstücken werden nur diejenigen Fragmente mitgezählt, die mindestens eine halbe Schalenfläche aufweisen. In Anhang A3 befindet sich ein Beispiel einer Zählprotokollvorlage, in welcher die für Schweizer Fließgewässer häufig vorkommenden Kieselalgen alphabetisch aufgeführt sind.

Zählung der Kieselalgen

3.4

Auswertung

Zur Beurteilung der Untersuchungsstelle wird basierend auf der erhobenen Zählliste der Kieselalgenindex «DI-CH» berechnet, welcher speziell für dieses Modul entwickelt wurde. Zur Herleitung des Indexes siehe Teil II (Kapitel 5 und 6).

Der Kieselalgenindex wird gemäss nachfolgender Formel 1 berechnet:

$$\text{DI-CH} = \frac{\sum_{i=1}^n D_i G_i H_i}{\sum_{i=1}^n G_i H_i}$$

Formel 1

wobei:

DI-CH Kieselalgenindex Schweiz (Diatomeen Index Schweiz, Zweiteichung)

D_i Einteilung des Taxons i bezüglich seiner autökologischen Präferenz (Indikationswert D)

G_i Gewichtung des Taxons i

H_i relative Häufigkeit des Taxons i in Prozent (= Anzahl gezählte Schalen des Taxons i geteilt durch die totale Anzahl Schalen der ausgezählten Probe)

n Anzahl Taxa der Probe.

Die Einteilung der Taxa (D_i) bezüglich ihrer autökologischen Präferenz und die Gewichtung (G_i) finden sich in Anhang A1. In Tabelle 1 ist ein Beispiel einer einfachen Kieselalgenzählliste aufgeführt, so dass die Berechnung des Kieselalgenindexes nachvollzogen werden kann.

Tab. 1 > Beispiel einer einfachen Kieselalgenzählung und die Berechnung der relativen Häufigkeit der einzelnen Taxa sowie des Kieselalgenindexes DI-CH.

Taxainformationen					Zählung				Indexberechnung	
DVNR	Gattung	Art	Variation	Autor	D	G	Anz. Schalen	H [%]	$D \cdot G \cdot H$	$G \cdot H$
6139	Achnanthes	biasolettiana		GRUNOW	1.5	1	125	0.250	0.375	0.25
6707	Achnanthes	minutissima	var. jackii	(RABENHORST) LANGE-B.	1	8	50	0.100	0.8	0.8
6983	Amphora	pediculus		(KUETZING) GRUNOW	5	0.5	54	0.108	0.27	0.054
6315	Cymbella	delicatula		KUETZING	1	4	121	0.242	0.968	0.968
6402	Fragilaria	incognita		REICHARDT	1	4	41	0.082	0.328	0.328
6015	Navicula	gregaria		DONKIN	5.5	1	12	0.024	0.132	0.024
6961	Nitzschia	sociabilis		HUSTEDT	3.5	2	97	0.194	1.358	0.388
							500	1.000	4.231	2.812
DI-CH, gerundet										1.5

DVNR = Taxanummer gemäss Schmedtje et al. (1998), D = Indikationswert, autökologische Präferenz, G = Gewichtung, H = relative Häufigkeit, Berechnungen gemäss Formel 1

Die Beurteilung der Untersuchungsstellen und die grafische Darstellung erfolgen gemäss Modul-Stufen-Konzept mit fünf Zustandsklassen. Die Klassengrenzen für den Kieselalgenindex und die verbale Umschreibung der Zustandsklassen kann Tabelle 2 entnommen werden. In Kapitel 7 befinden sich zudem Anwendungsbeispiele und Möglichkeiten von Auswertungen und grafischen Darstellungen.

Tab. 2 > Bewertung des Kieselalgenindex und Farbgebung der fünf Zustandsklassen.

Kieselalgenindex	1	2	3	4	5	6	7	8
Klassengrenzen	1.0–1.49	1.5–2.49	2.5–3.49	3.5–4.49	4.5–5.49	5.5–6.49	6.5–7.49	7.5–8.0
Zustandsklassen gemäss ModulStufen-Konzept	sehr gut			gut	mässig	unbefriedigend	schlecht	
Farbe für Abbildungen	blau			grün	gelb	orange	rot	

Die Zustandsklassen können bezüglich der Belastungssituation wie folgt charakterisiert werden:

- > Die ökologischen Ziele gemäss GSchV, Anhang 1, Ziffer 1 sind hinsichtlich Kieselalgen klar erreicht; dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die Anforderungen an die Wasserqualität für Fliessgewässer gemäss GSchV, Anhang 2, Ziffer 1 eingehalten sind. **sehr gut**
- > Die ökologischen Ziele¹ hinsichtlich Kieselalgen sind erfüllt; dies ist ein Hinweis darauf, dass die Anforderungen² an die Wasserqualität für Fliessgewässer² wahrscheinlich eingehalten sind. **gut**
- > Die ökologischen Ziele¹ können teilweise nicht eingehalten werden. Dies ist ein Hinweis darauf, dass die Anforderungen an die Wasserqualität für Fliessgewässer² vermutlich ebenfalls nicht eingehalten sind. **mässig**
- > Die ökologischen Ziele¹ können meist nicht eingehalten werden. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die Anforderungen an die Wasserqualität für Fliessgewässer² wahrscheinlich ebenfalls nicht eingehalten sind. **unbefriedigend**
- > Die ökologischen Ziele¹ können nicht eingehalten werden. Dies ist ein eindeutiger Hinweis darauf, dass die Anforderungen an die Wasserqualität für Fliessgewässer² ebenfalls nicht eingehalten sind. **schlecht**

Gewässer der Zustandsklassen blau und grün erfüllen demnach das ökologische Ziel der Gewässerschutzverordnung (GSchV, Anhang 1) hinsichtlich Kieselalgen. Gewässer der Zustandsklassen gelb, orange und rot können unabhängig vom Gewässertyp aufgrund der Kieselalgenlebensgemeinschaft nicht mehr als schwach belastet beurteilt werden und erreichen die ökologischen Ziele gemäss Anhang 1 der Gewässerschutzverordnung nicht mehr.

¹ GSchV, Anhang 1, Ziffer 1

² GSchV, Anhang 2, Ziffer 1

3.5 Bemerkungen zu den wichtigsten Kieselalgentaxa Schweizer Fließgewässer

Aufgrund der 3649 verwendeten Kieselalgenzähllisten (= Proben) konnten die für Schweizer Fließgewässer wichtigsten Kieselalgentaxa eruiert werden. Es kamen dabei die folgenden Auswahlkriterien zur Geltung:

- > Alle Taxa, welche in mindestens 10 Proben (Zähllisten) vorkamen und in mindestens einer Probe eine prozentuale Häufigkeit über 5 % erreichten.
- > Zusätzliche selektive Auswahl von weiteren Taxa, welche das oben aufgeführte Kriterium nicht erfüllten, aber trotzdem aus Bestimmungsgründen zur Vermeidung von Verwechslungen oder hinsichtlich sehr sauberer Referenzproben wichtig sind.

Die ca. 215 Taxa sind in Anhang A2 fotografisch dokumentiert. Die zu jedem Taxon angegebene DVNR entspricht einer eindeutigen Nummer (Primärschlüssel) und wurde Schmedtje et al. (1998) entnommen. Es gilt aber zu beachten, dass DVNR über 100'000 Taxa bezeichnen, die in Schmedtje et al. (1998) nicht vorkamen.

Bei der Bestimmung und Zählung der Kieselalgen sollten die folgenden taxaspezifischen Bemerkungen berücksichtigt werden, wobei die Bestimmungsmerkmale den erwähnten Bestimmungsbüchern entnommen werden können. Die in Anhang A1 (Taxaliste) und A2 (Tafeln) aufgeführten Taxa beinhalten auch planktische Formen, da diese in einem Seeausfluss auch auftreten können.

Bemerkungen zu wichtigen
Kieselalgentaxa

Achnanthes biasolettiana, *A. eutrophila*

Die Unterscheidung der beiden sich morphologisch ähnlichen Taxa *Achnanthes biasolettiana* und *A. eutrophila* erlauben feinere Aussagen im Bereich der Nährstoffansprüche. So tritt *A. eutrophila* in deutlich nährstoffreicherem Wasser auf als *A. biasolettiana*. Dies kommt auch mit den unterschiedlichen Indexwerten (D, siehe Formel 1 und Anhang A1) der beiden Taxa zur Geltung (*A. biasolettiana* D = 1.5; *A. eutrophila* D = 3.5). Im Datensatz konnten diese beiden Taxa vermutlich nur in Einzelfällen unterschieden werden.

Achnanthes minutissima-Komplex, *Achnanthes straubiana*

Der *Achnanthes minutissima*-Komplex sollte so genau wie möglich unterschieden werden. Es sind dies neben der Art selber (*Achnanthes minutissima* var. *minutissima*) die Variationen *affinis*, *gracillima*, *jackii*, *saprophila*, *scotica* und *inconspicua*. Die Art *Achnanthes straubiana* gehört ebenfalls in diese morphologische Formengruppe und sollte auch unterschieden werden.

Die Unterscheidung dieser Taxa ist von zentraler Bedeutung, weil sie regelmässig in fast jeder Probe vorkommen, ihre ökologische Spannweite sehr weit ist (D = 1.0 bis 7.5), und ein Vergleich heutiger Proben mit historischen Referenzproben ohne deren Unterscheidung deutlich weniger aussagekräftig ist. Die grosse Bedeutung dieses Artenkomplexes in Fließgewässern der Schweiz zeigt die folgende Auswertung: Im für die Zweiteichung benutzten Kieselalgen-Datensatz trat mindestens ein Taxon des *Achnanthes minutissima*-Komplexes in 98.5 % der insgesamt 3649 verwendeten Zähl-

listen auf. Mehr als 10 % Anteil aller Schalen einer Zählliste erreichte dieser Artenkomplex in 63.8 % (= 2331 Zähllisten) und mehr als 50 % Anteil in 5.4 % (197 Zähllisten) sämtlicher Zähllisten. Ein Weglassen respektive ein Nichtunterscheiden dieses morphologisch nicht einfachen Komplexes würde ein zu grosser Verlust an ökologischer Information bedeuten.

Achnanthes lanceolata-Komplex

Mit der Argumentation zur Unterscheidung des *Achnanthes lanceolata*-Komplexes verhält es sich ganz ähnlich wie beim *Achnanthes minutissima*-Komplex. Nur sind hier die morphologischen Merkmale zur Unterscheidung der Subspecies *dubia*, *frequentissima*, *lanceolata* und *rostrata* deutlicher.

Amphora pediculus und A. inariensis

Diese zwei morphologisch ähnlichen Taxa sollten aus ökologischen Gründen unterschieden werden. Während *Amphora pediculus* mit einem D von 5.0 in deutlich belasteten Gewässern auftritt, bevorzugt *A. inariensis* mit einem D von 3.5 eher gering bis schwach belastete Gewässer.

Cyclotella meneghiniana

Dieses Taxon gilt es speziell zu erwähnen, obwohl die Bestimmung problemlos ist. Das Auftreten dieser Kieselalge steht in der Schweiz fast durchwegs mit einem erhöhten Elektrolytgehalt zusammen. Im Normalfall dürfte es sich dabei um anthropogen erhöhte Chloridkonzentrationen handeln; *Cyclotella meneghiniana* tritt aber auch bei natürlich hohem Sulfatgehalt auf.

Gattung Cymbella

Obwohl die cymbelloiden Taxa (bisher Gattung *Cymbella* sensu lato) im Rahmen der Neubearbeitung durch Krammer (1997a, b, 2003) mehreren Gattungen zugeordnet werden, erachten wir für angewandte Zwecke und für vergleichende Arbeiten mit früheren Zählungen nach wie vor die Taxabezeichnungen wie sie in der Süßwasserflora von Mitteleuropa (Literaturhinweise siehe Kapitel 3.3) aufgeführt sind, als sinnvoll. In der Tabelle in Anhang A1 und in den Tafeln in Anhang A2 führen wir aber für all diejenigen Taxa, bei welchen die neuen Taxabezeichnungen klar sind, diese als zusätzliche Bezeichnungen auf.

Gattung Diatoma inklusive Diatoma problematica und Tetracyclus rupestris sowie Fragilaria incognita

Die Arten der Gattung *Diatoma* gilt es genau zu unterscheiden. So sind sich *Diatoma moniliformis* und *Diatoma problematica* morphologisch sehr ähnlich, zeigen aber leicht andere Nährstoffverhältnisse an, so dass sie unterschieden werden sollten. Während *D. moniliformis* einen D von 2.0 aufweist, indiziert *D. problematica* mit einem D von 5 nährstoffreichere Gewässer. Im Datensatz der Ersteinigung konnten diese beiden Taxa vermutlich nur in Einzelfällen unterschieden werden. Das Unterscheidungskriterium liegt im Wesentlichen in der Schalenbreite (*Diatoma moniliformis*: < 5 µm Breite; *D. problematica*: > 5 µm Breite).

Im Weiteren gilt es zu beachten, dass an sehr sauberen, unbelasteten Stellen *Fragilaria incognita* mit der morphologisch ähnlichen *Diatoma tenuis* sowie *Tetracyclus rupestris* allenfalls mit *Diatoma moniliformis* verwechselt werden können. Sowohl *Fragilaria incognita* wie auch *Tetracyclus rupestris* sind aufgrund unserer Erfahrungen, dem vorhandenen Datensatz sowie der Literatur eindeutige Indikatoren für unbelastete Gewässer.

Fragilaria capucina-Komplex

Der *Fragilaria capucina*-Komplex ist für Schweizer Fließgewässer wiederum aus ökologischer Sicht sehr wichtig. Die Bedeutung liegt wie beim *Achnanthes minutissima*-Komplex auch im regelmässigen Auftreten, in der grossen ökologischen Spannweite sowie im Wissen, dass ein Vergleich mit historischen Referenzproben ohne deren Unterscheidung wenig Sinn macht. Der Komplex umfasst im Wesentlichen neben der Art selber (*Fragilaria capucina* var. *capucina*) die Variationen *amphicephala*, *austriaca*, *gracilis*, *mesolepta*, *perminuta*, *rumpens* und *vaucheriae*. Die Indexwerte reichen von D = 1.0 (Variationen *austriaca*, *amphicephala*, *gracilis* und *perminuta*) bis D = 6.0 (Variation *vaucheriae*), wobei das letztgenannte Taxon durchaus in organisch stark belasteten Gewässern und Kläranlagen vorkommen kann.

Gomphonema angustum-Gruppe

Typisch für die *G. angustum*-Gruppe ist die einseitig bis zum Rand ausgedehnte Zentralarea sowie in diesem Bereich der Zentralarea das gänzliche Fehlen von transapikalen Streifen. In diese Gruppe gehören neben *G. angustum*, das Taxon *G. tergestinum* und die Gruppe um *G. occultum*.

Gomphonema micropus-Gruppe

Die Arten um *G. micropus* sind morphologisch recht gut zu unterscheiden. Neben *G. micropus* kommen bei uns *G. cybelleclinum* (bei uns recht häufig) und *G. sarcophaga* (bei uns in Fließgewässern sehr selten, eher in Riedwiesen und -gräben) vor.

Gomphonema olivaceum var. olivaceum und G. olivaceum var. olivaceoides (auch G. olivaceoides)

Diese beiden Formen sind morphologisch wie auch ökologisch relativ einfach auseinander zu halten. Eine Unterscheidung ist damit angebracht und sollte insbesondere auch hinsichtlich historischen Referenzen künftig konsequent durchgeführt werden. So tritt die Variation *olivaceoides* (mit vier Stigmoiden im Bereich der Zentralarea) mit einem D von 1.0 bei deutlich nährstoffärmeren Verhältnissen auf als die Art selber (D = 3.0).

Gomphonema parvulum

Gomphonema parvulum tritt mit drei Variationen auf. Es sind dies die Variationen *parvulum*, *exilissimum* und *parvulum* f. *saprophilum*. Inwieweit sich im Datensatz die Variation *parvulum* von der Variation *parvulum* f. *saprophilum* unterscheidet, ist nicht bekannt und kann auch nicht mehr geklärt werden. Da die beiden Taxa ökologisch denselben D-Wert aufweisen, dürfte es sich mit grosser Wahrscheinlichkeit um dieselben Formen handeln. Wichtig ist aber die Unterscheidung von *Gomphonema parvulum* var. *exilissimum* (heute gültige Bezeichnung: *Gomphonema exilissimum* Lange-

Bertalot et Reichardt), welche mit einem D-Wert von 3.0 in höchstens schwach belasteten Gewässern auftritt.

Gomphonema pumilum-Komplex und ähnliche Arten

Der *Gomphonema pumilum*-Komplex ist sehr formenreich und wird daher in den Fototafeln speziell dargestellt. Es handelt sich um die Variationen *G. pumilum* var. *elegans* (häufigste Variation), *G. pumilum* var. *rigidum* (seltener Variation) und um die Taxa *G. angustivalva*, *G. minusculum* und *G. micropumilum* sowie um die Gruppe der *G. pumiloide* Kleinformen. Das letztgenannte Taxon ist ein Sammelbegriff, welches *G. micropumilum*, kleine *G. angustivalva* und weitere sehr kleine pumiloide Formen enthält. Diese pumiloiden Kleinformen kommen in sauberen kalkreichen Gewässern vor. Sie sind vielfach mit *G. pumilum* und *G. angustivalva* vergesellschaftet und können kaum voneinander unterschieden werden.

Hantzschia amphioxys, H. abundans und H. vivacior

Diese drei Taxa sind in Fließgewässern nicht häufig, sondern sind für wechselfeuchte Orte und Erdböden typisch. In unserem Datensatz konnten diese 3 Taxa nicht unterschieden werden. Für eine Unterscheidung verweisen wir auf Lange-Bertalot (1993) und Krammer & Lange-Bertalot (1988, respektive im Nachdruck 1997 im Teil Ergänzungen und Korrekturen ab Seite 588).

Navicula atomus und seine Variationen permitis und excelsa (heute in Gattung Mayamaea)

Bei *Navicula atomus* konnten im Datensatz die beiden Variationen *permitis* und *excelsa* vermutlich nicht immer von der Art abgegrenzt werden. Obwohl der D-Wert dieser Taxa bei allen gleich ist (D 6.0), sollte versucht werden, die Variationen zu unterscheiden. Bezüglich Bestimmungsmerkmale siehe in Lange-Bertalot (2001) unter *Mayamaea atomus* und ähnliche Taxa (*M. excelsa* und andere).

Die Vielfalt an Taxa um Navicula cryptotenella, N. reichhardtiana, N. aquaedurae und N. cryptotenelloides

Die morphologische Vielfalt um *Navicula cryptotenella*, *N. reichhardtiana*, *N. aquaedurae* und *N. cryptotenelloides* ist bekanntlich sehr gross und schwierig in der Routine zu erfassen. Dies zeigte sich auch im vorliegenden Kieselalgen-Datensatz (v. a. Zählungen vor 1999), wo mit Sicherheit von den verschiedenen BearbeiterInnen für dieselben Formen unterschiedliche Taxabezeichnungen verwendet wurden. Im Nachhinein wurden wohl auserwählte Zähllisten in Rücksprache mit den BearbeiterInnen diesbezüglich überprüft; eine vollständige Nachkontrolle war aber unmöglich. Die erwähnten Taxa haben alle den D-Wert von 4.0; d.h. sie differenzieren ökologisch nur als Gruppe und nicht als einzelne Taxa. Es ist aber wünschenswert eine Abgrenzung vorzunehmen. Zur Unterscheidung dieser Taxa siehe auch Lange-Bertalot (2001).

Planktische Arten (Gattungen Cyclotella, Stephanodiscus, Aulacoseira, Thalassiosira, Asterionella formosa und Fragilaria crotonensis)

Vielen planktischen Formen haben wir auch einen D-Wert gegeben, obwohl diese mit Ausnahme von Seeausflüssen normalerweise nicht in unseren Fließgewässern vorkommen. Die Gewichtung setzten wir aber bei den rein planktischen Arten auf 1. Der

Miteinbezug der planktischen Arten bei der Berechnung des DI-CH muss von Fall zu Fall entschieden werden. Bei der Zählung sollten auch diese planktischen Arten bestimmt und gezählt werden.

Surirella brebissonii und Variation *kuetzingii*

Das Taxon *Surirella brebissonii* und die Variation *kuetzingii* sind in unserem Datensatz vermischt, wobei in den meisten Proben die Variation *Surirella brebissonii* var. *kuetzingii* vorhanden sein dürfte und nicht die Nominatvarietät.

3.6 Störungen, Grenzen der Anwendbarkeit

Die vorliegende Methodik zur Beurteilung der Wasserqualität mittels Kieselalgen kann in den meisten Fließgewässern angewandt werden. Es gilt aber trotzdem, angefangen bei der Probenahme bis hin zur Auswertung und Interpretation, sich ständig mögliche Grenzen der Anwendbarkeit, respektive Schwierigkeiten bewusst zu sein. Probleme bei der Anwendbarkeit sind denkbar unter folgenden Gegebenheiten.

1. In periodischen, d.h. nicht ständig wasserführenden Gewässern. Hier treten gehäuft aerophile Arten auf wie z. B. *Hantzschia amphioxys*, *Navicula goeppertiana*.
2. Nach starken geschleibeführenden Hochwasserereignissen. Nach solchen Ereignissen wird der Algenbewuchs durch Pionierarten wie *Achnanthes minutissima* var. *minutissima* dominiert, welche möglicherweise einen geringen Zusammenhang zur aktuellen Wasserqualität aufweisen.
3. Bei Seeausflüssen, sofern der Aufwuchs durch rein planktische Arten der Gattungen *Asterionella*, *Aulacoseira*, *Cyclotella*, *Cyclostephanos*, *Stephanodiscus*, *Tabellaria* oder *Thalassiosira* stark dominiert wird.
4. Möglicherweise in natürlicherweise stark verschlammten Riedgräben, deren Lebensraum mehr an Seeuferverhältnisse erinnern als an fließende Gewässer.
5. An Gewässerstellen mit sehr dichtem Fadenalgenbewuchs, so dass die Kieselalgenprobe von stark mit Algenfäden bewachsenen Steinen entnommen werden muss. Hier kann die Kieselalgen-Lebensgemeinschaft durch epiphytische Kieselalgen (*Cocconeis*, *Rhoicosphenia*) dominiert sein.
6. Wenn die Kieselalgenprobe durch viele abgestorbene Schalen dominiert wird. Dies kann auf verdriftete Schalen oder auf ein stark toxisches Ereignis hindeuten.
7. Bei stark turbulenten Fließgewässern (z. B. steil abfallende Waldbäche) kann aufgrund der gesättigten Sauerstoffverhältnisse, die biologisch indizierte Wasserqualität (DI-CH) etwas besser ausfallen als die chemische Wasserqualität.
8. Bei geringer Individuendichte sollten mindestens 300 auf die Art bestimmbare Schalen gezählt werden. Liegen weniger als 300 bestimmbare Schalen vor, dann ist die Interpretation des DI-CH-Wertes fraglich. Im Eichdatensatz wurden Zähllisten mit weniger als 300 Schalen nicht berücksichtigt.
9. Wenn die Bestimmung der Arten problematisch ist, dann sollten so viele Schalen gezählt werden, bis die Summe der auf Artniveau bestimmbaren Schalen mindestens 300 beträgt. Diese Probleme treten bei schwer bestimmbaren Arten auf und wenn viele Bruchstücke oder Gürtelbänder vorhanden sind.

> Teil II: Grundlagen und Bezug zu anderen Bewertungsmethoden

Im Teil II wird die wissenschaftliche Basis für die in Teil I besprochene Methodik geliefert. Er ergänzt somit den praxisbezogenen Teil I. Im Wesentlichen beinhaltet der Teil II allgemeine Informationen zu den Kieselalgen, die Datengrundlagen, die Herleitung und die Eichung des Kieselalgenindex (DI-CH) sowie Auswertungen des verwendeten Datensatzes und Anwendungsbeispiele.

4 > Kieselalgen als Bioindikatoren

Sowohl in der Forschung als auch in der Praxis werden Kieselalgen seit Anfang des 20. Jahrhunderts zur Beurteilung von Gewässern herangezogen (Lange-Bertalot 1978, 1979a, 1979b, Whitton et al. 1991, Hürlimann 1993). Als Schwerpunktthemen traten schon früh das Halobiensystem (Salinität, Versalzung) sowie die Verfahren zur Ermittlung des pH-Wertes (Versauerung) und der organischen Belastung (Abwasserbelastung, Rott et al. 1997) auf. In jüngster Zeit ist noch die Ermittlung des Trophiegrades (Eutrophierung) dazugekommen (Schiefele & Kohmann 1993, Coring et al. 1999, Rott et al. 1999). Kieselalgen werden in europäischen Ländern, in Nordamerika und in Japan routinemässig (Prygiel et al. 1999) oder für gezielte Fragestellungen eingesetzt (Charles & Whitehead 1986, Watanabe et al. 1988, Kingston & Birks 1990, Whitton et al. 1991). In der Schweiz werden Kieselalgen ebenfalls als Bioindikatoren seit mehr als 15 Jahren regelmässig verwendet (Hürlimann et al. 1999a), wobei die meisten der Kantone die Kieselalgen als Bioindikatoren in der Routine oder zur gezielten biologischen Beurteilung von Fliessgewässern bereits einsetzen (siehe auch Abbildung 3 und die im Literaturverzeichnis aufgeführte Liste von Berichten mit Kieselalgen in Schweizer Fliessgewässern).

Der Begriff der Bioindikation umfasst biologische Methoden, welche aufgrund von Organismen Rückschlüsse auf Umweltverhältnisse zulassen (Nagel 1991). Damit Organismen oder Organismengemeinschaften als **Bioindikatoren** bezeichnet werden können, sollten ihr Vorkommen, ihr Verhalten oder ihre physiologischen Reaktionen und Adaptationen (= reversible Zustandsänderungen) in einem möglichst einfachen und engen Zusammenhang mit Umweltfaktoren (Stressoren) stehen. Der Zusammenhang mit einzelnen Stressoren (z. B. erhöhte Schwermetall- oder Biozidkonzentrationen, Versauerung, Erwärmung etc.) ist jedoch nicht immer eindeutig, da auch natürliche Umweltfaktoren (Trockenheit, Kälte, Konkurrenz etc.) auf Organismen wirken. Dadurch kann die Wirkung des Stressors auf die Organismen verdeckt oder verändert werden. Nach Kreeb (1990) lässt sich daher mit Organismen in erster Linie eine Gesamtbelastung erkennen, sofern nicht ein dominanter Stressor vorhanden ist.

Prinzip der Bioindikation

Ob ein Zusammenhang zwischen der Reaktion einer Art und einem einzelnen Stressor besteht, ist zusätzlich von artspezifischen Eigenheiten abhängig, wie den **Toleranzgrenzen** (autökologische Präferenzen) und der **Anpassungsfähigkeit** (stenök, euryök) gegenüber einzelnen Umweltfaktoren, dem **Organisationsgrad** (Einzeller, Mehrzeller) oder der **Generationszeit** (Stunden, Tage, Jahre).

Stenöke Arten sind spezialisierte, wenig anpassungsfähige Organismen, deren Reaktionen vielfach in direktem Zusammenhang mit Umweltfaktoren stehen. Sie eignen sich daher als Bioindikatoren. Der Organisationsgrad dürfte insofern wichtig sein, als Einzeller (z. B. Bakterien, Protozoen, einzellige Algen wie z. B. die Kieselalgen) gegenüber höher organisierten, mehrzelligen Organismen (z. B. Moose, Bäume, Invertebraten, Säugetiere) einer Belastung sofort ausgesetzt sind, da das umgebende Milieu

den ganzen Organismus (Zelle) erfasst. Einzeller reagieren daher schneller auf Umweltveränderungen als mehrzellige Organismen. Die Kenntnis der Dauer der Generationszeiten ist bei jenen Bioindikationsmethoden wichtig, bei welchen Umweltbelastungen vor allem durch Artverschiebungen erkennbar werden. So vermögen z. B. Kieselalgengemeinschaften, welche Generationszeiten von einem bis wenigen Tagen aufweisen (Werner 1977), innerhalb von etwa zwei Wochen auf Milieuveränderungen mit Artverschiebungen zu reagieren (Hürlimann 1993).

Zusätzlich zu den artspezifischen Eigenheiten dürften einzelne Stressoren auch in Abhängigkeit von individuellen Gegebenheiten wie dem **Alter**, dem **physiologischen Zustand** und der **individuellen Entwicklung** unterschiedliche Wirkungen zeigen. Nach Arndt et al. (1987) gelten Organismen oder Organismengemeinschaften als Bioindikatoren, wenn sie auf Schadstoffbelastungen mit Veränderungen ihrer Lebensfunktion reagieren. Die Autoren unterscheiden grundsätzlich zwischen **Reaktions-** und **Akkumulationsindikatoren**. Diese Unterteilung macht deutlich, wie vorhandene Schadstoffe oder Stressoren auf Organismen wirken können. Arten können infolge der Schadstoffeinwirkung gehemmt, kurz oder langfristig geschädigt oder letztlich verdrängt werden (= Reaktionsindikator) oder sie sind allenfalls in der Lage die Schadstoffe unter teilweiser oder vollständiger Metabolisierung im Organismus zu akkumulieren (= Akkumulationsindikator). Bei beiden Indikatortypen können **Zeiger-, Test- und Monitororganismen** unterschieden werden.

Damit ein Organismus als Bioindikator geeignet ist, sollte er nach Arndt et al. (1987) mehreren Anforderungen genügen, wobei nicht alle gleichzeitig erfüllt sein müssen. Es sind dies abgeändert nach Arndt et al. (1987) und hinsichtlich eines Fließgewässermonitorings die folgenden Anforderungen:

1. Leichte Handhabbarkeit bezüglich Erkennung im Feld, Probenahme, Bestimmung, Konservierung und Archivierung,
2. Standardisierbarkeit der Methode,
3. weitgehende Kenntnis der Reaktionen auf Umweltveränderungen,
4. gutes Kosten-Nutzen-Verhältnis im Sinne von präzisen Aussagen mit geringem finanziellem Aufwand,
5. Offensichtlichkeit und Quantifizierbarkeit der Reaktionen (Signale) auf Umweltveränderungen,
6. leichte Auswertbarkeit des Signals und
7. ganzjähriges Vorkommen im ganzen Untersuchungsgebiet (z. B. Flusslauf).

Die Kieselalgen dürften mit der vorliegenden Methode mit Ausnahme der artspezifischen Felderkennung die meisten dieser Anforderungen erfüllen. Sie sind daher zur Beurteilung der Wasserqualität geeignete Bioindikatoren.

Nach diesen allgemeinen Erläuterungen zum Thema Bioindikation werden in den beiden folgenden Kapiteln die Gruppe der Kieselalgen kurz biologisch charakterisiert (Kapitel 4.1) und anschliessend mögliche Typen von Verfahren zur Untersuchung von Umweltbelastungen mit Kieselalgen im Allgemeinen vorgestellt (Kapitel 4.2). Die Erläuterungen zu den Verfahrenstypen haben zum Ziel, die grundsätzlich denkbaren und die heute bekannten Möglichkeiten zu zeigen.

Eignung von Organismen
als Bioindikatoren

4.1 Kieselalgen als Organismen

Die Klasse der Kieselalgen, auch Bacillariophyceae oder Diatomeen genannt, wird nach Van den Hoek (1993) zur Abteilung der Heterokontophyta gezählt. Eine Kieselalgenzelle ist aufgebaut wie eine Schachtel mit Boden (Hypotheka) und Deckel (Epihtheka). Eines der wichtigsten Erkennungsmerkmale der Kieselalgen ist die kieselsäurehaltige Zellwand (Siliziumdioxid). Abbildung 2 zeigt Bilder von Kieselalgen, aufgenommen im Licht- und im Rasterelektronenmikroskop.

Kieselalgen sind einzellige, unbegeißelte Algen, deren Arten entweder frei leben, Kolonien bilden oder durch Gallerte mit einem Substrat verbunden sind. Die Chloroplasten weisen eine braune Färbung auf, welche durch das Xanthophyll Fucoxanthin verursacht ist. Als Reservestoffe dienen das Polysaccharid Chrysolaminarin und in Tröpfchenform gespeicherte Fette. Die Fortpflanzung erfolgt vorwiegend asexuell durch mitotische Zellteilung und nur gelegentlich, zum Beispiel beim Erreichen einer artspezifischen Minimalgrösse, sexuell. Viele Arten der Ordnung *Pennales* besitzen eine schlitzförmige Durchbrechung der Schalenwand, die Raphe, mit welcher sie sich gleitend fortbewegen können (Krammer & Lange-Bertalot 1986).

Kieselalgen leben sowohl im Süss- als auch im Salzwasser, im oberen Bereich des Bodens und selbst an trockenen Standorten wie z. B. auf Felsen, Mauern oder in Wüsten. Sie besiedeln stehende und fliessende Gewässer sowie Feuchtgebiete und Moore und können auch an künstlichen Standorten wie z. B. offenen Abwasserkanälen, Kläranlagen oder Trögen von Trinkwasser-Laufbrunnen arten- und individuenreich gefunden werden.

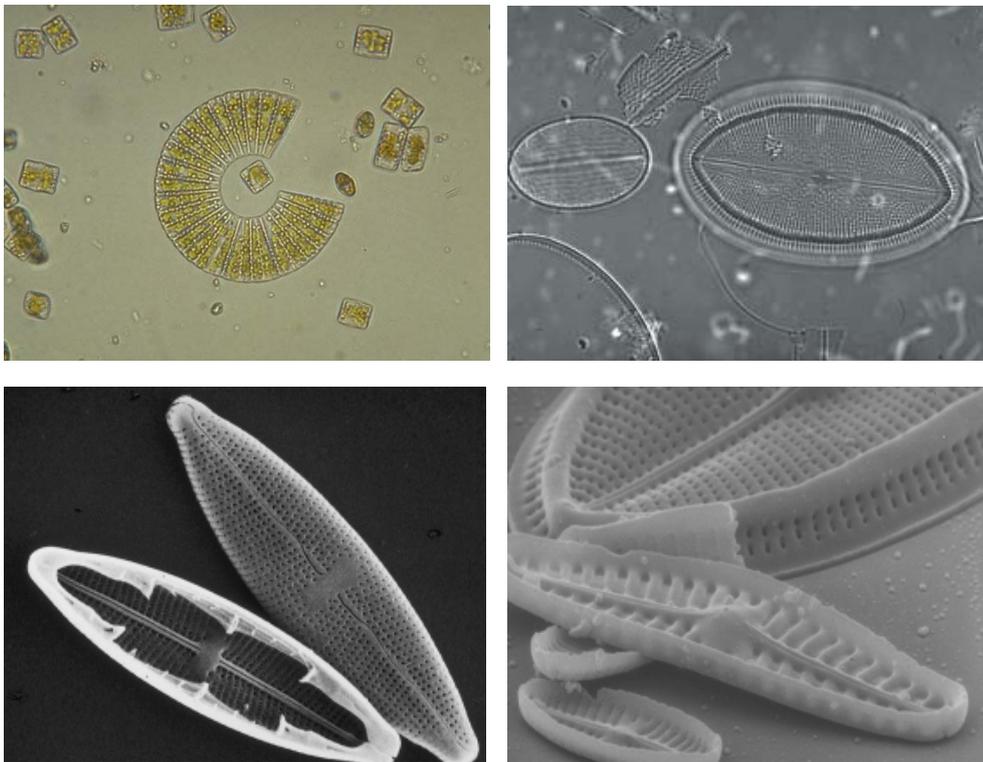
Die Klasse der Kieselalgen ist sehr artenreich. Genaue Artenzahlen sind aber nicht bekannt. So beträgt die Artenzahl weltweit mit Sicherheit weit über 10'000 Arten (Norton et al. 1996). Schätzungen vermuten allerdings Artenzahlen, die um den Faktor 10 bis 1000 höher sind. Für Deutschland wurden bisher gemäss Angaben in Schmedtje et al. (1998) 1437 Taxa ermittelt; es werden jedoch über 3000 Taxa vermutet. In der Schweiz dürften die Verhältnisse in etwa jenen in Deutschland entsprechen. Diesbezügliche Zahlen sind aber nicht bekannt. Im für die vorliegende Eichung verwendeten Datensatz der Schweizer Fliessgewässer (Periode 1985–2005 und wenige historische Daten der Periode 1847–1950) sind 708 Taxa vorhanden (Hinweise zur Taxazahl siehe auch Kapitel 7.6).

Neben den rezenten Kieselalgen kommt auch den subfossilen und fossilen Kieselalgen eine grosse Bedeutung zu. Subfossile Kieselalgen sind die in See- und Meeressedimenten übrig gebliebenen Schalen und Schalenreste abgestorbener planktischer oder benthischer Zellen. Fossile Vorkommen von Kieselalgen werden als Kieselgur oder Diatomit in vielen Lagerstätten auf der ganzen Welt abgebaut. Die ältesten Kieselalgen traten vor rund 200 Millionen Jahren auf. Da die Schalen von Kieselalgen über lange Zeit mechanisch und chemisch beständig sind, können abgestorbene, subfossile und fossile Kieselalgen auch heute noch erkannt und auf Artniveau bestimmt werden.

Kieselalgen: einzellige Algen mit kieselsäurehaltiger, zweiteiliger Zellwand

Hohe Artenvielfalt

Hohe Widerstandsfähigkeit der Kieselalgenschalen ermöglicht Bestimmung fossiler Diatomeen

Abb. 2 > Kieselalgen im Licht- und Rasterelektronenmikroskop.

Oben links: Lebende Zellen, Lichtmikroskopie (LM)

Oben rechts: Präparierte Schalen, in Naphrax eingebettet (LM)

Unten links: 2 präparierte Schalenhälften, Innen- und Aussenansicht, Rasterelektronenmikroskopie (REM)

Unten rechts: Präparierte Schalen, Seitenansicht (REM).

Diese Eigenschaft der Schalen-Beständigkeit wird heute auch zur Rekonstruktion z. B. der Trophiegeschichte eines Sees genutzt, indem die im Seesediment chronologisch abgelagerten Kieselalgenschalen bestimmt, gezählt und mittels Phosphor-Transferfunktionen ausgewertet werden (Lotter et al. 1998, Lotter 1998, Hürlimann et al. 1999b). Nach demselben Prinzip kann auch nachvollzogen werden, ob ein Gewässer im Laufe der Zeit einer Versauerung unterlag (Niederhauser 1993).

Die Artbestimmung der Kieselalgen beruht auf licht- und rasterelektronenmikroskopisch erkennbaren, morphologischen Merkmalen der Schalen. Die Bestimmung der meisten Kieselalgen auf Artniveau kann nicht an lebenden Zellen durchgeführt werden, sondern erst nach Entfernung des organischen Zellinhaltes (Präparation siehe Kap. 3.2 und Anhang A4). Dank dieser Präparation können Kieselalgenproben zu Dokumentations- und späteren Vergleichszwecken beliebig lang auf kleinstem Raum in so genannten Streupräparaten (Glas-Objektträger) archiviert werden.

Weitere Angaben bezüglich Biologie, Systematik und Ökologie der Kieselalgen und deren Abgrenzung gegen andere Algengruppen sind z. B. in Hustedt (1930), Werner (1977), Krammer & Lange-Bertalot (1986), Round et al. (1990) und Stoermer & Smol (1999) zu finden.

**Schalenmorphologie ermöglicht
Artbestimmung**

4.2 Typen von Verfahren zur Untersuchung von Gewässerbelastungen

Die Reaktionen von einzelnen Kieselalgen oder von Kieselalgengemeinschaften auf Gewässerbelastungen und Gewässerveränderungen können unterschiedlich ausfallen. Je nach Milieuveränderungen reagieren Kieselalgenarten oder Kieselalgengemeinschaften bezüglich:

1. soziologischen Grössen wie absolute oder relative Häufigkeit, Diversität, Stabilität, Gesellschaftsstruktur,
2. der Biomasse (Nass- oder Trockengewicht, Glühverlust, Biovolumen, Deckungsgrad) oder
3. physiologischen Aktivitäten (Photosynthese, Atmung, Nährstoffaufnahme, Akkumulation von Stoffen, Bewegungsaktivität).

In der Praxis werden für die Beurteilung von Gewässern die Kieselalgen als **Reaktionsindikatoren** angewandt. Hierfür müssen soziologische Grössen bekannt sein. Ob sich Kieselalgen auch als Akkumulationsindikatoren eignen, ist weniger untersucht und wird hier nicht behandelt. In ökotoxikologischen Untersuchungen werden einzelne Kieselalgenarten als Testorganismen verwendet (Walsh et al. 1988, Joy & Balakrishnan 1990). Reinhardt & Backhaus (1984), Otto (1987) und Backhaus (1991) setzen sogar ganze Aufwuchsbiözönosen, in welchen auch Kieselalgen arten- und individuenreich enthalten sind, zu umfassenden ökotoxikologischen Abklärungen ein.

Als mögliche Verfahren, welche soziologische Grössen als Datenbasis benötigen, sind folgende von Bedeutung:

1. passives Monitoring (Felduntersuchungen, Organismen bereits im Ökosystem vorhanden),
2. aktives Monitoring (Feld- und Laborexperimente, Organismen werden ins Ökosystem eingebracht) und
3. biologische Experimentiersysteme für Voraussagen.

Beim **passiven Monitoring** werden Kieselalgen im Feld gesammelt und ausgewertet. Diese Art der Kieselalgenuntersuchung stellt das am meisten benutzte Verfahren dar. Für die Gruppe der Kieselalgen erwies sich das passive Monitoring für gewässerökologische Untersuchungen als besonders geeignet, weil Kieselalgen überall und zu jeder Jahreszeit individuen- und artenreich vorkommen und weil die Probenahme ohne quantitativen Bezug zur besiedelten Fläche (Aufwuchs) oder zum Volumen (Plankton) durchgeführt werden kann. Alle Auswertungen beruhen auf der Angabe von relativen Häufigkeiten.

Die Methoden des **aktiven Monitorings** haben gemeinsam, dass die verwendeten Organismen gezielt ins Ökosystem eingebracht oder Versuchseinheiten mit geeigneten Organismen beimpft werden. Diese Organismen können aus demselben oder aus einem anderen Gewässer oder aus standardisierten Laborkulturen stammen. Die Verwendung

Reaktion von Kieselalgen
auf Gewässerbelastungen
und -veränderungen

Passives Monitoring

Aktives Monitorings

von Aufwuchs, welcher sich unter standardisierten Bedingungen entwickeln konnte, hat den Vorteil, dass

1. das Artenspektrum mitbestimmt werden kann (Beimpfung) und
2. die Entwicklung unter bekannten Bedingungen erfolgt sowie
3. je nach Fragestellung unterschiedlich beschaffene Substrate (Stein, Objektträger, mit Nährstoffen angereicherte Tontöpfe, etc.) angeboten werden können.

In der Schweiz sind sowohl in Fließgewässern wie auch in Seen Untersuchungen im Sinne des aktiven Monitorings durchgeführt worden. So exponierten Elber & Schanz (1990) in der Limmat blank polierte kopfgrosse Steine während 9 bis 10 Wochen und verglichen den Aufwuchs mit demjenigen von normalen Flusssteinen. Oehen (1991) und Hürlimann & Schanz (1993) führten ebenfalls in der Limmat gleichzeitig in einem Feldlabor und im Freien Experimente durch, indem Kieselalgen-Lebensgemeinschaften unterschiedlichen Ammoniumkonzentrationen ausgesetzt wurden. Niederhauser & Schanz (1993) exponierten in Hochgebirgsseen mit Nährstoffen angereicherte Töpfe und simulierten damit in nährstoffarmen Gewässern lokal ein nährstoffreiches Milieu.

Biologische Experimentiersysteme erlauben mit Hilfe von Bioindikatoren die Auswirkungen bestimmter Faktoren auf ein Ökosystem abschätzen zu können. Die dafür verwendeten Organismen oder Organismengruppen sind lebende Systeme, mit welchen die Wirkungen von Umweltbelastungen und Umweltveränderungen in Labor- oder in Feldversuchen simuliert werden kann.

**Biologische
Experimentiersysteme**

Aufwuchs-Kieselalpengemeinschaften eignen sich besonders gut als biologische Experimentiersysteme, da angenommen werden kann, dass die für Kieselalgen relevanten Einflüsse schon innerhalb von wenigen Tagen oder Wochen zu Veränderungen der Aufwuchs-Kieselalpengemeinschaften führen. Solche relevanten Einflüsse stellen z. B. punktuelle oder diffuse, regelmässig auftretende oder sporadische Gewässerbelastungen dar (Einleitung von Abwasser, Jauche, Mischwasserentlastungen, Abschwemmungen bei Hochwasserereignissen, etc.).

In der angewandten Ökologie könnte relativ einfach mit standardisierten Experimentiereinheiten z. B. die Belastbarkeit eines bestimmten Vorfluters durch gereinigtes Abwasser unter Einbezug lokaler Verhältnisse biologisch beurteilt werden (Aufwuchs-Kieselalpengemeinschaften und Wasser des Vorfluters oberhalb der Einleitung, gereinigtes Abwasser der Kläranlage in Verdünnungsreihe zugeben). Solche Abklärungen würden, z. B. vor der Realisierung einer Kläranlage oder vor deren Sanierung ermöglichen, vorfluterspezifische und vor allem biologische Komponenten des Vorfluters bei der Projektierung zu berücksichtigen.

5 > Charakterisierung der zur Methodenentwicklung benutzten biologischen und chemischen Datengrundlagen

5.1 Kieselalgendatensatz

Der verwendete Kieselalgendatensatz setzt sich total aus 3649 Kieselalgen-Zähllisten zusammen. Diese Zähllisten stammen von Proben, die im Zeitraum von 1985 bis 2005 aus Schweizer Fliessgewässer entnommen wurden. Eine Ausnahme bilden einzig die 43 Zähllisten von Proben aus Zürcher Kläranlagen aus dem Jahre 1989. Diese Proben wurden dem Kläranlagenablauf oder der Wand der Nachklärbecken als Aufwuchs entnommen. Sie wurden dem Datensatz beigefügt, um sehr stark belastete Gewässer-verhältnisse ebenfalls berücksichtigen zu können.

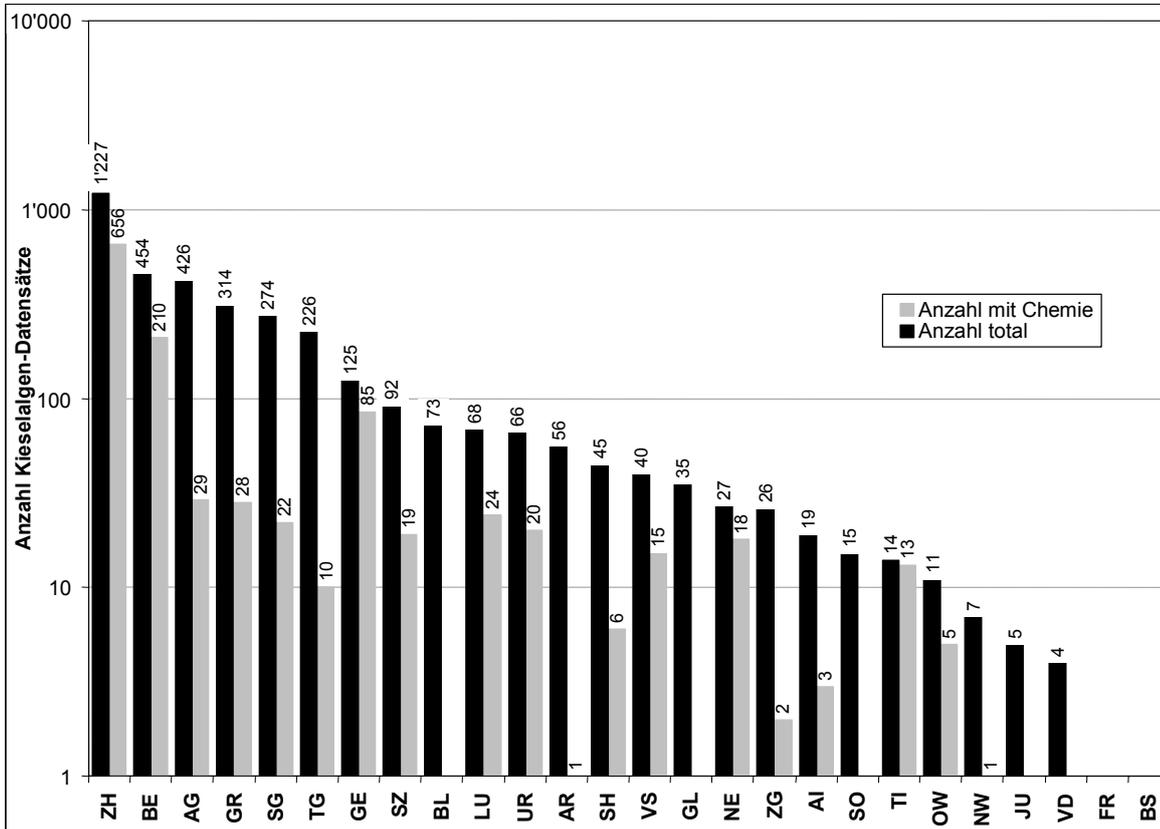
In Abbildung 3 sind Angaben zu den Kieselalgenzähllisten (Datensätze) zusammengestellt. Es sind dies die Anzahl Datensätze pro Höhenstufe, die Anzahl Datensätze pro Untersuchungsjahr und die pro Kanton totale Anzahl Datensätze sowie die Anzahl Datensätze mit Chemieangaben. Insgesamt konnten 1167 Kieselalgenzähllisten mit gleichzeitiger Angabe der chemischen Wasserqualität gefunden werden, also für rund einen Drittel des Kieselalgendatensatzes.

1167 Kieselalgenzähllisten
mit gleichzeitiger Angabe der
chemischen Wasserqualität

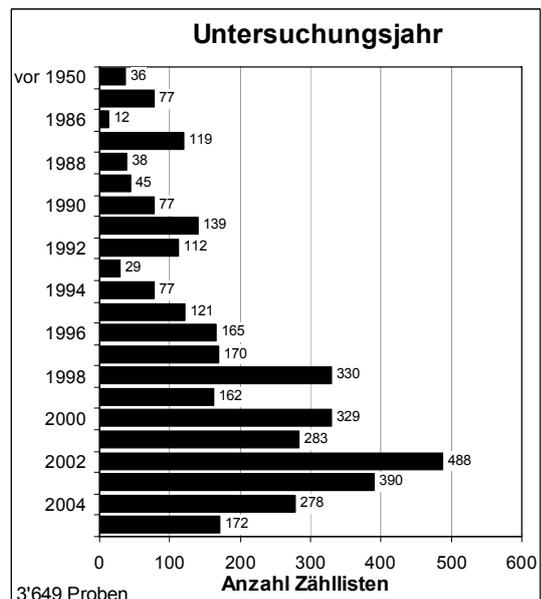
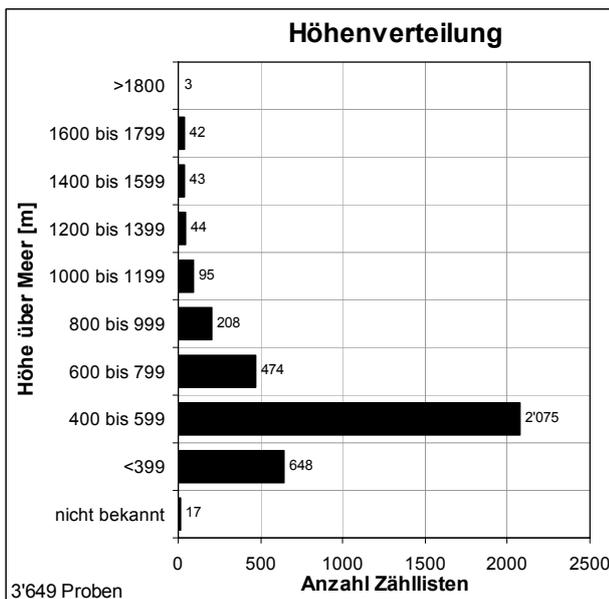
Die Kieselalgen-Zähllisten stammen zu einem grossen Teil aus kantonalen Untersuchungen, welche für das Modul Kieselalgen zur Verfügung gestellt wurden. Einige Zähllisten wurden wissenschaftlichen Arbeiten entnommen, die in Schweizer Fliessgewässern durchgeführt wurden, z. B. Diplomarbeit von Erni (1987) und Kupe (2005). Speziell für die Ersteinrichtung des Moduls Kieselalgen wurden von der EAWAG durch Andreas Frutiger im Kanton Graubünden und im Kanton Tessin sowie im Auftrag des BUWAL durch AquaPlus in den Zuflüssen des Luganersees Proben erhoben, damit im Kieselalgen-Datensatz auch Proben aus der Südschweiz vertreten sind.

Die Kieselalgen-Zähllisten stammen von folgenden Personen: Arielle Cordonier, Margrit Egloff, Fredy Elber, Guido Erni, Joachim Hürlimann, Margy Koster, Lirika Kupe, Daniel Küry, Klemens Niederberger, Pius Niederhauser, Peter Pfister, Laurent Rebstein, Arnaud Sabatier, Stéphanie Schurch, François Straub und Jan Trübsbach. Der Zusammenschluss der Zähllisten und deren Bereinigung durch die Autoren erfolgte in Rücksprache mit den BearbeiterInnen.

Abb. 3 > Charakterisierung der verwendeten Kieselalgen-Zähllisten (Datensätze).



Kieselalgenatenbank Schweizer Fließgewässer



Die Zähllisten mit allen dazugehörigen Angaben wurden in einer Datenbank verwaltet. Als taxonomisch-systematische Grundlage wurde die Taxaliste der Gewässerorganismen, wie sie in Deutschland verwendet wird, inklusive der DVNR (eindeutige Nummer für jedes Taxon, Primärschlüssel) übernommen (Schmedtje et al. 1998). Dazu war jedoch eine relativ aufwendige taxonomische Bereinigung der Zähllisten in Rücksprache mit den einzelnen für die Zähllisten verantwortlichen Personen notwendig. Spezielle Beachtung wurde denjenigen Taxa gewidmet, die im Allgemeinen als schwer zu bestimmen gelten. Es sind dies im Wesentlichen folgende Taxa und Formengruppen:

- > Das Taxon *Achnanthes biasolettina* und die Abgrenzung zu *A. eutrophila* und zum *A. minutissima*-Komplex,
- > der ganze *Achnanthes minutissima*-Komplex,
- > der ganze *Achnanthes lanceolata*-Komplex,
- > die beiden Taxa *Amphora pediculus* und *A. inariensis*,
- > das Taxon *Cyclotella meneghiniana*,
- > die ganze Gattung *Diatoma* inklusive die Art *Diatoma problematica*,
- > die kleinen *Diploneis*-Arten wie *D. oculata* und *D. oblongella*,
- > die Taxa um *Fragilaria capucina*,
- > die Formen um *Fragilaria ulna*,
- > die Formen um *Gomphonema angustum*,
- > *Gomphonema olivaceum* und *G. olivaceum* var. *olivaceoides*,
- > die Formen um *Gomphonema micropus*,
- > die Variationen um *Gomphonema parvulum*,
- > die Formen um *Gomphonema pumilum*,
- > die Gattung *Gyrosigma*,
- > das Taxon *Navicula atomus* und seine Variationen *permitis* und *excelsa*,
- > die Vielfalt an Taxa um *Navicula cryptotenella* und *N. reichhardtiana* sowie *N. aquaedurae* und *N. cryptotenelloides*,
- > die Taxa *Nitzschia pusilla*, *N. palea* und *N. supralitorea*.

Schwer zu bestimmende Taxa
und Formengruppen

Die grosse Zahl der uns übergebenen Zähllisten verunmöglichte es, alle Präparate einzeln zu kontrollieren. Nach dieser gezielten taxaspezifischen «Homogenisierung» des Datensatzes lag gemäss unserer eigenen Einschätzung ein guter umfangreicher Datensatz vor, mit welchem bedenkenlos weitergearbeitet werden konnte.

5.2 Chemiedatensatz

Der Chemiedatensatz hatte zum Ziel, die Gewässerstellen, an denen Kieselalgenproben entnommen und ausgewertet wurden, chemisch und physikalisch zu charakterisieren sowie den Kieselalgenindex zu eichen. Die Daten stammen wiederum mit Ausnahme der oben bereits erwähnten wissenschaftlichen Arbeiten im Wesentlichen aus Untersuchungen der Kantone sowie der Eawag. In Tabelle 3 ist die Anzahl Messwerte für die 13 geprüften Parameter aufgeführt.

Für die Auswahl der Chemiedatensätze wurden ein Raum- und ein Zeitfenster festgelegt. Bezüglich der räumlichen Vorgaben wurden alle chemischen Untersuchungen einbezogen, die entweder am Ort der Kieselalgenuntersuchung erfolgten oder in für die Kieselalgen unerheblicher Distanz davon. Dies bedeutete, dass zwischen Chemie- und Kieselalgenprobenahmeorten keine Verunreinigungen (Einleitung von gereinigten Abwässern, Mischwasserentlastungen etc.) oder Verdünnungen (durch Zuflüsse, Grundwasseraufstoss etc.) stattfinden durften. Bezüglich des Zeitfensters wurden alle chemischen Messungen berücksichtigt, die im Monat der Kieselalgenprobenahme sowie zwei Monate vorher bzw. ein Monat nachher durchgeführt wurden. Mit diesem Zeitfenster von vier Monaten konnten im Normalfall vier chemische Erhebungen einer Kieselalgenprobe respektive einer Kieselalgenzählliste zugeordnet werden. Dieses Vorgehen erlaubte uns an deutlich mehr geeignete Chemiedaten zu gelangen, als wenn nur jene Chemiedaten verwendet worden wären, die mit den Kieselalgenprobenahmen sowohl zeitlich wie auch räumlich exakt übereinstimmten. Zur Eichung eines Kieselalgen-Bioindikationssystems sind insbesondere Chemiedaten aus der Zeit vor der eigentlichen Kieselalgenprobenahme von Bedeutung, da die vergangenen Verhältnisse im Wesentlichen für die Ausprägung einer vorhandenen Kieselalgenlebensgemeinschaft verantwortlich sind.

Um die Eignung der Chemiedaten, respektive das Erfüllen der Vorgabe des Raum- und Zeitfensters beurteilen zu können, erfolgte durch die Datenlieferanten eine Qualifizierung der Chemiedaten. Eignung a bedeutet eine gute, Eignung b eine mässige und Eignung c eine schlechte Übereinstimmung betreffend Ort- und Zeitvorgaben. Der Grossteil der Chemiedaten war von guter (93 %) und mässiger (6 %) Eignung. Die Eignung c wiesen nur gerade 20 Datensätze (1 %) auf (Tab. 3).

Chemische und physikalische
Charakterisierung der
Kieselalgenprobenahmestellen

Tab. 3 > Zusammenstellung der uns zur Verfügung gestellten chemischen Parameter, die Anzahl Messwerte pro Parameter sowie die Eignung der Chemiedatensätze.

Parameter	Anzahl Messwerte	Eignung	Anzahl Zähllisten	Prozent Zähllisten
Temperatur	5'145	a, gut	1'578	93
Leitfähigkeit	1'194	b, mässig	101	6
pH-Wert	4'689	c, schlecht	20	1
Ammonium	4'982	Total	1'699	100
Nitrit	4'838			
Nitrat	4'818			
anorganischer Stickstoff	4'795			
organischer Stickstoff	1'018			
Gesamtstickstoff	3'779			
Phosphat	4'633			
Gesamtphosphor	4'831			
Chlorid	4'321			
Sulfat	3'977			
Sauerstoff	4'343			
Sauerstoffsättigung	816			
BSB5	2'228			
DOC	4'809			

6 > Grundlagen für den Kieselalgenindex

6.1 Beurteilung der Untersuchungsstellen mit chemischen Parametern

Basierend auf Kieselalgenanalysen bezweckt das vorliegende Modul eine biologische Beurteilung von Untersuchungsstellen. Diese Beurteilung soll einen bekannten Bezug zu chemischen Parametern haben, welche die anthropogene Stoffbelastung anzeigen. Zur Eichung des Systems mussten daher zuerst geeignete chemische Parameter definiert werden, welche die nachfolgenden Kriterien erfüllen:

- > Vorhandensein einer genügenden Anzahl Messwerte in der zugrunde liegenden Datenbank, insbesondere bei sehr geringer respektive grosser Belastung.
- > Der Parameter muss über den ganzen Bereich einer möglichen Belastung eine gute Differenzierung der Belastungssituation erlauben.
- > Der Parameter muss mit zunehmender Belastung eine stetige Zu- oder Abnahme aufweisen.

Die erwähnten Kriterien wurden von sechs Parametern erfüllt. Es sind dies:

- > **Ammonium,**
- > **Nitrit,**
- > **Summe des anorganischen Stickstoffs** ($[\text{NH}_4\text{-N}] + [\text{NO}_2\text{-N}] + [\text{NO}_3\text{-N}]$);
- > **Gesamtphosphor,**
- > **Chlorid** und
- > **gelöster organischer Kohlenstoff (DOC).**

Sechs Parameter zur Bestimmung der Wasserqualität

Nitrat ist grundsätzlich ein guter Parameter zur Beurteilung der Wasserqualität. Bei schlecht funktionierender Nitrifikation in einer Kläranlage können aber trotz hoher Belastung tiefe Nitratwerte im Vorfluter auftreten, da der anorganische Stickstoff als Ammonium und Nitrit vorliegt. Aus diesem Grund wurde die Summe des anorganischen Stickstoffes anstelle von Nitrat verwendet.

Ungeeignete Parameter

Phosphat wurde nicht berücksichtigt, da je nach Intensität der Phosphatfällung in Kläranlagen bei deutlich belasteten Vorflutern sehr grosse Konzentrationsunterschiede auftreten können.

Chlorid ist ein guter Indikator für die Gesamtbelastung durch anthropogen bedingte Stoffeinträge in die Gewässer und ergänzt dadurch die Beurteilung einer Belastungssituation aufgrund der Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffkomponenten.

Die Charakterisierung einer Untersuchungsstelle soll als zusammenfassende Beurteilung auf der Basis aller ausgewählten chemischen Messgrössen erfolgen. Zu diesem

Zweck wurden Kriterien für eine Klasseneinteilung aufgrund der chemischen Parameter festgelegt (Tab. 4). Basis für die Festlegung der Klassengrenzen waren mit Ausnahme beim Chlorid die Angaben im Modul Chemie (BUWAL 2004). Für Chlorid sind im Modul Chemie keine Beurteilungskriterien aufgelistet, so dass die Klassengrenzen aufgrund der Häufigkeitsverteilung so festgelegt wurden, dass die Beurteilung vergleichbar mit den übrigen fünf Parametern ausfällt. Da bei Ammonium in Abhängigkeit der Temperatur zwei Skalen zur Klassierung des chemischen Zustandes vorliegen, wurden die Werte bei gemessenen Temperaturen über 10 °C verdoppelt. Nach dieser Korrektur konnten für alle Werte die Kriterien für Temperaturen unter 10 °C verwendet werden.

Bei der Erreichung des Moduls Kieselalgen (BUWAL 2002a) wurde ein System mit acht Stufen verwendet. Da sich dieser Ansatz grundsätzlich gut bewährt hat, wurde wiederum mit einem achtstufigen System gearbeitet. Zu diesem Zweck wurde die Klasse *sehr gut* des Moduls Chemie in drei Unterklassen und die Klasse *schlecht* in zwei Unterklassen aufgeteilt (Tab. 4).

Tab. 4 > Kriterien zur Beurteilung einer Untersuchungsstelle aufgrund chemischer Parameter.

Klasse	1	2	3	4	5	6	7	8
NH ₄ -N [mg/l] T<10°C	0.02	0.04	0.08	0.4	0.6	0.8	1.2	>1.2
NO ₂ -N [mg/l]	0.005	0.01	0.02	0.05	0.075	0.1	0.15	>0.15
anorg.-N [mg/l]	0.7	1.2	2.0	6.0	9.0	12.0	18	>18
Ges-P [mg/l]	0.01	0.02	0.04	0.07	0.1	0.14	0.21	>0.21
DOC [mg/l]	1	1.5	2	4	6	8	12	>12
Cl ⁻ [mg/l]	3	6	13	26	39	52	78	>78
Klassen gemäss Modul Chemie	sehr gut		gut	mässig	unbefriedigend	schlecht		

Das praktische Vorgehen für die Chemiebewertung war wie folgt:

1. Berechnung des Beurteilungswertes der Stichprobe für jeden der sechs Parameter gemäss Tabelle 5.
2. Zuordnung des Beurteilungswertes in eine der acht Klassen (Tab. 4, für jeden Parameter eine Teilbewertung).
3. Berechnung der Gesamtbewertung durch Mittelwertbildung der vorhandenen Teilbewertungen (= Chemiebewertung).
4. Die Chemiebewertung wurde für die Eichung der Kieselalgen nur verwendet, falls sie auf mindestens vier Teilbewertungen basierte.

Praktisches Vorgehen für die Chemiebewertung

Als Beurteilungswert wurden in Abhängigkeit der Chemiebewertung die Schätzwerte gemäss Tabelle 5 verwendet. Da bei sehr guter und sehr schlechter Wasserqualität deutlich weniger Proben vorhanden waren als im mittleren Belastungsbereich, mussten in diesen Randbereichen auch die Proben mit schlechterer Datenlage berücksichtigt werden. Dies ist durchaus zu rechtfertigen, da für eine Gesamtbewertung in den Rand-

bereichen alle Parameter auf sehr gute respektive sehr schlechte Verhältnisse hindeuten müssen. Bei den Stellen mit sehr schlechter Wasserqualität handelt es sich zudem vor allem um einen Datensatz von Kläranlagenabläufen, welche relativ konstante Belastungen aufweisen. Zudem stammte eine erhebliche Anzahl der untersuchten Proben aus Tagesmischproben.

Tab. 5 > Verwendete Beurteilungswerte in Abhängigkeit der Chemiebewertung und der Anzahl vorhandener Messwerte.

Chemiebewertung	Anzahl Messwerte	Beurteilungswert
1.0 bis 8.0	3 oder 4 Werte	75-Perzentil
2.5 bis 5.5	1 oder 2 Werte	keine Berücksichtigung
1.5 bis 2.5 oder 5.5 bis 6.5	2 Werte	Maximalwert
	1 Wert	keine Berücksichtigung
1.0 bis 1.5 oder 6.5 bis 8.0	1 oder 2 Werte	Maximalwert

Aufgrund der Chemiedatensätze in der vorhandenen Datenbank konnte für 1167 Stellen eine chemische Bewertung vorgenommen werden. Zur Erstellung der Abbildung 4 wurden die Chemiebewertungen durch Runden auf ganze Zahlen in 8 Klassen zusammengefasst. Der Abbildung 4 kann entnommen werden, dass ca. ein Drittel der beurteilten Untersuchungsstellen aufgrund der Chemiebewertung in die Klasse 4 eingeteilt wird. In den Randbereichen, Klassen 1 und 2 sowie Klassen 6 bis 8, ist die Datenlage deutlich schlechter als bei den Klassen 3 bis 5.

Chemiebewertung für die Stellen aus der Datenbank

Abb. 4 > Anteil der Untersuchungsstellen an den chemischen Beurteilungsklassen.

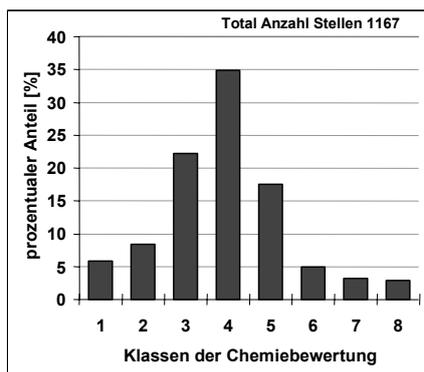


Abbildung 5 zeigt den Zusammenhang zwischen den sechs Parametern, auf denen die chemische Bewertung beruht und den Klassen der Gesamtbewertung. Eingezeichnet sind ebenfalls die verwendeten chemischen Zielvorgaben für die einzelnen Parameter, die zur Abgrenzung der Belastungsstufen 4 (gut) und 5 (mässig) benötigt werden. Diese chemischen Zielvorgaben lauten für Ammonium 0.4 mg NH₄-N/l, für Nitrit 0.05 mg NO₂-N/l, für den anorganischen Stickstoff 6 mg N/l, für den Gesamtphosphor 0.07 mg P/l, für Chlorid 26 mg/l und für den DOC 4 mg C/l.

Chemischen Zielvorgaben für die sechs Parameter

Der Vollständigkeit halber ist in Abbildung 6 der Zusammenhang zwischen den Klassen der chemischen Gesamtbewertung und den Parametern dargestellt, welche für die Bewertung nicht berücksichtigt wurden.

Der **BSB₅** differenziert schlecht im Bereich der Klassen 3, 4 und 5, die heute in der Schweiz die grösste Vorkommenshäufigkeit haben und somit für die Beurteilung der Wasserqualität sehr wichtig sind.

Die **Sauerstoffkonzentrationen** sinken erst bei den Klassen 7 und 8 auf ein kritisch tiefes Niveau ab. Hier ist allerdings zu berücksichtigen, dass die chemischen Stichproben in der Regel am Morgen genommen wurden und somit nicht das Sauerstoffminimum am Ende der Nacht zum Ausdruck bringen.

Sulfat kommt nicht als Indikator für die Beurteilung der anthropogen beeinträchtigten Wasserqualität in Frage, obwohl eine Auswirkung des erhöhten Salzgehaltes auf die Zusammensetzung der Kieselalgen denkbar ist, weil die Sulfatkonzentration geologisch bedingt über 100 mg/l liegen kann.

Abb. 5 > Zusammenhang zwischen den Klassen der chemischen Bewertung und statistischen Kenngrößen für die sechs Parameter, auf denen die Bewertung basiert.

75- und 90-Perzentile z. T. aus Gründen der Achsenskalierung abgeschnitten.

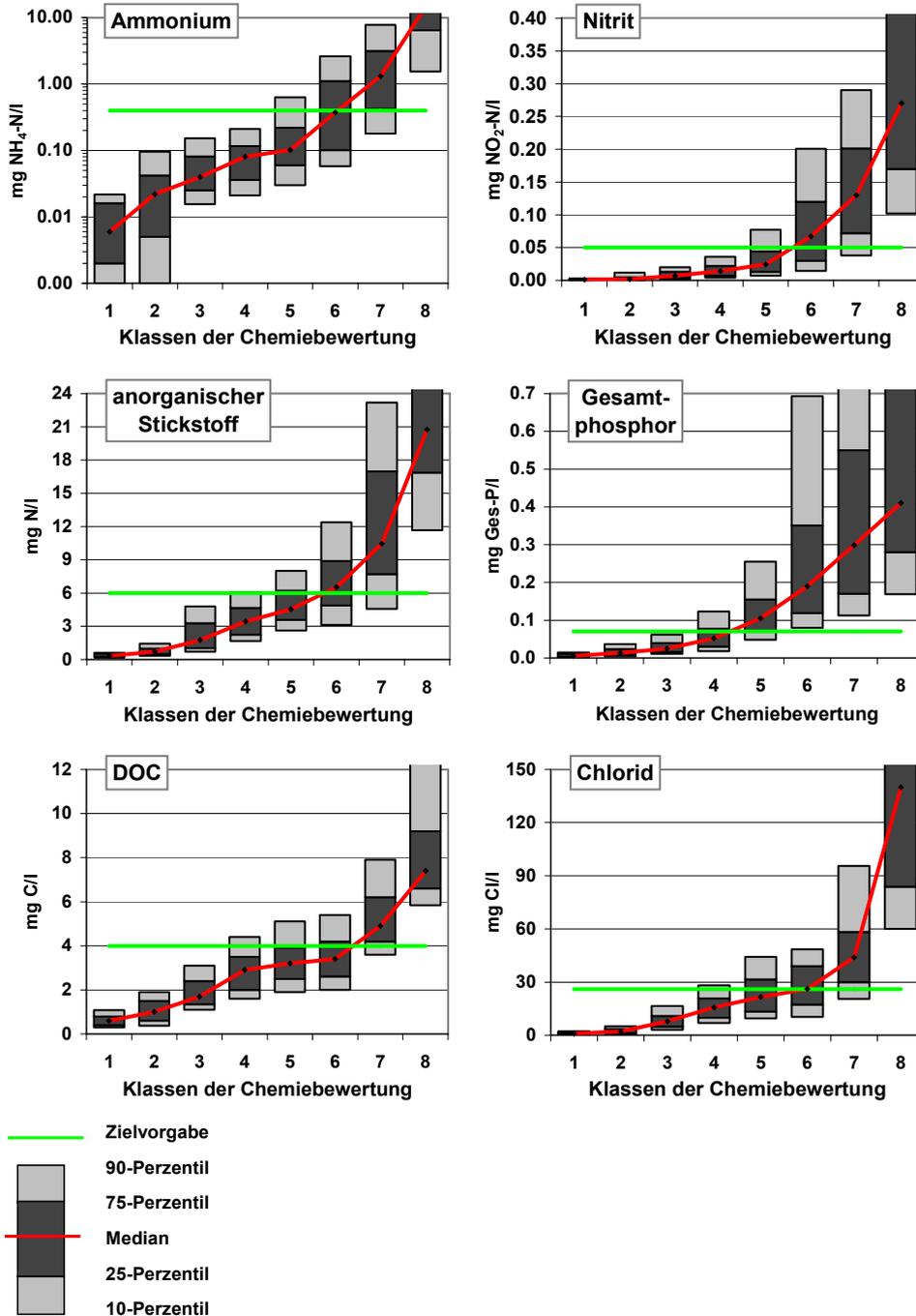
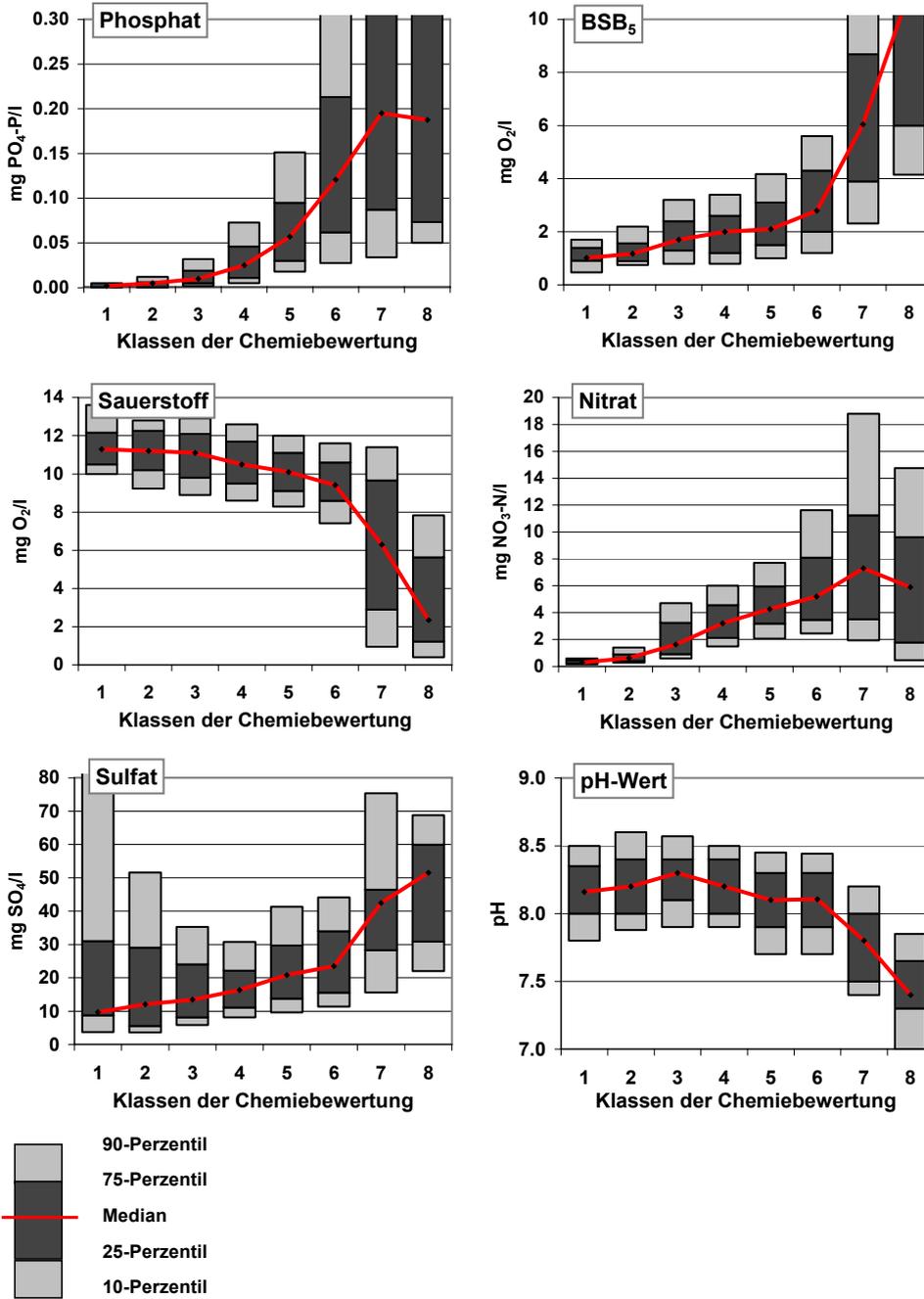


Abb. 6 > Zusammenhang zwischen den Klassen der chemischen Bewertung und statistischen Kenngrößen für sechs Parameter, die nicht zur Ermittlung der Bewertung Verwendung fanden.

75- und 90-Perzentile z. T. aus Gründen der Achsenskalierung abgeschnitten.



6.2 Kieselalgenindex DI-CH

Die Gesamtbewertung aufgrund der chemischen Parameter erlaubt die Charakterisierung der Belastungssituation an einer Untersuchungsstelle. Ziel der vorliegenden Methode ist eine vergleichbare Beurteilung aufgrund der Zusammensetzung des Kieselalgenaufwuchses vornehmen zu können. Zu diesem Zweck musste für jedes Taxon auf Basis der chemischen Gesamtbewertung das bevorzugte Auftreten bestimmt werden. Zur Eichung wurden nur Zähllisten verwendet, bei welchen mindestens 300 Schalen bestimmt wurden. Die Daten aus der Dissertation von Hürlimann (1993) fanden entgegen der Ersteinigung keine Berücksichtigung mehr, da es sich um ein Experiment mit künstlichen Substraten handelte und genug Datensätze von natürlichen Fließgewässern vorhanden waren. Nach Ausschluss dieser Proben standen noch 3649 Zähllisten für die Eichung zur Verfügung, von denen 1167 auch über eine chemische Bewertung verfügten. Für alle Taxa, welche in mindestens 10 Proben vorkamen und in mindestens einer Probe eine Häufigkeit über 5 % erreichten, wurden die autökologischen Präferenzen ermittelt. Für jedes dieser 188 Taxa wurde zu diesem Zweck seine relativen Häufigkeiten an den Untersuchungsstellen gegen die jeweilig ermittelten Werte für die chemische Gesamtbewertung aufgezeichnet. Der optische Eindruck dieser Grafiken wird meist stark durch die Punkte mit den höchsten relativen Häufigkeiten geprägt. Zudem sind die Untersuchungsdaten in der vorliegenden Datenbank nicht gleichmässig auf die verschiedenen Belastungstufen verteilt, sondern weisen eine klare Häufung im Bereich der mittleren Belastung um Klasse 4 auf (Abb. 4), was die optische Interpretation der Grafiken ebenfalls beeinflussen kann. Aus diesem Grund wurden ebenfalls die 80-Perzentil-Werte der relativen Häufigkeiten der nach Klassen zusammengefassten Daten und die Anzahl Vorkommen des Taxons in den einzelnen Klassen der Chemiebewertung dargestellt. Ein Beispiel dieser grafischen Auswertung ist in Abbildung 7 dargestellt (siehe auch Anhang A6.1).

Basierend auf dieser Auswertung sowie aufgrund der langjährigen Erfahrung der Autoren mit autökologischen Präferenzen der einzelnen Taxa und vereinzelt auch aufgrund von Literaturangaben, wurde jedem Taxon ein **Indikationswert D** zugeordnet, der das Optimum bezüglich den von ihm bevorzugten Lebensbedingungen charakterisiert. Diese Einteilung wurde mit einer Genauigkeit von 0.5 Einheiten vorgenommen, wodurch sich zwischen 1 und 8 insgesamt 15 mögliche Stufen ergaben.

Zusätzlich wurde jedem Taxon ein Wert zugeordnet, welcher die Aussagekraft des Taxons als Indikatororganismus charakterisiert (**Indikationsgewicht G**). Dabei wurden folgende Kriterien angewendet:

- Gewichtung 8: Sehr gute Indikatoren mit engem Vorkommensbereich bei sehr guter oder sehr schlechter Wasserqualität, welche von grosser Bedeutung für die Beurteilung der Untersuchungsstellen sind.
- Gewichtung 4: Sehr gute Indikatoren. Hauptvorkommensbereich (ca. 80 % des gesamten Vorkommens) eng; beschränkt sich auf ca. 2 Klassen.
- Gewichtung 2: Gute Indikatoren. Hauptvorkommensbereich mässig breit (ca. 80 % des gesamten Vorkommens beschränkt sich auf ca. 3 Klassen).

Ermittlung der autökologischen Präferenzen für die Taxa basierend auf der chemischen Gesamtbewertung

Jedem Taxon wird ein Indikationswert D und ein Indikationsgewicht G zugeordnet

Gewichtung 1: Taxon mit einem breiten Hauptvorkommensbereich (4 oder mehr Klassen) oder Taxon dessen Einteilung unsicher ist, da es im Datensatz nur vereinzelt vorkommt und sich die Einteilung vorwiegend auf Literaturangaben abstützt.

Gewichtung 0.5: Massenformen mit beschränkter Aussagekraft und Artenkomplexe mit ungenügender oder schwieriger taxonomischer Differenzierung (Bsp. *Achnanthes minutissima*, *Fragilaria capucina* var. *vaucheriae*).

Zur Dokumentation der grafischen Auswertung der 188 Taxa wurde ein separater Anhang erstellt (siehe www.modul-stufen-konzept.ch und Anhang A6.1). Die vollständige Liste mit den Indikationswerten D und G findet sich im Anhang A1. Diese Angaben ermöglichen nun aufgrund der Zusammensetzung einer Kieselalgenprobe für eine Untersuchungsstelle wiederum auf die Belastungssituation zu schliessen (Kieselalgenindex). Zur Überprüfung der Einteilung der einzelnen Taxa wurden die relativen Häufigkeiten gegen den nachfolgend erläuterten Kieselalgenindex aufgezeichnet, wobei für diese Abbildungen das zu beurteilende Taxon für die Indexberechnung nicht berücksichtigt wurde (siehe Abb. 7, Grafik oben rechts). Vor allem für Taxa, welche im Datensatz der Untersuchungsstellen mit Angaben zur Chemie nur vereinzelt vorkamen, konnte so überprüft werden, ob sich die Einteilung auf der Basis aller Daten bestätigen lässt.

Rückschluss von den Indikationswerten D und G auf die Belastungssituation

Der **Kieselalgenindex** wird gemäss der Formel von Zelinka & Marvan (1961) berechnet, welche in der Bioindikation breite Verwendung gefunden hat:

$$DI-CH = \frac{\sum_{i=1}^n D_i G_i H_i}{\sum_{i=1}^n G_i H_i}$$

Berechnung des Kieselalgenindexes

wobei:

DI-CH	Kieselalgenindex Schweiz
D_i	Einteilung des Taxons i bezüglich seiner autökologischen Präferenz (Indikationswert D)
G_i	Gewichtung des Taxons i
H_i	relative Häufigkeit des Taxons i in Prozent (= Anzahl gezählte Schalen des Taxons i geteilt durch die totale Anzahl Schalen der ausgezählten Probe)
n	Anzahl Taxa der Probe

Abb. 7 > Beispiel der grafischen Auswertung zur Ermittlung der D- und G-Werte. Die Pfeile zeigen das Optimum der vom Taxon *Navicula atomus* bevorzugten Lebensbedingungen.

Für die anderen Taxa siehe Anhang A6.1.

Navicula atomus

DVNR 6117

D-Wert = 6

G-Wert = 1

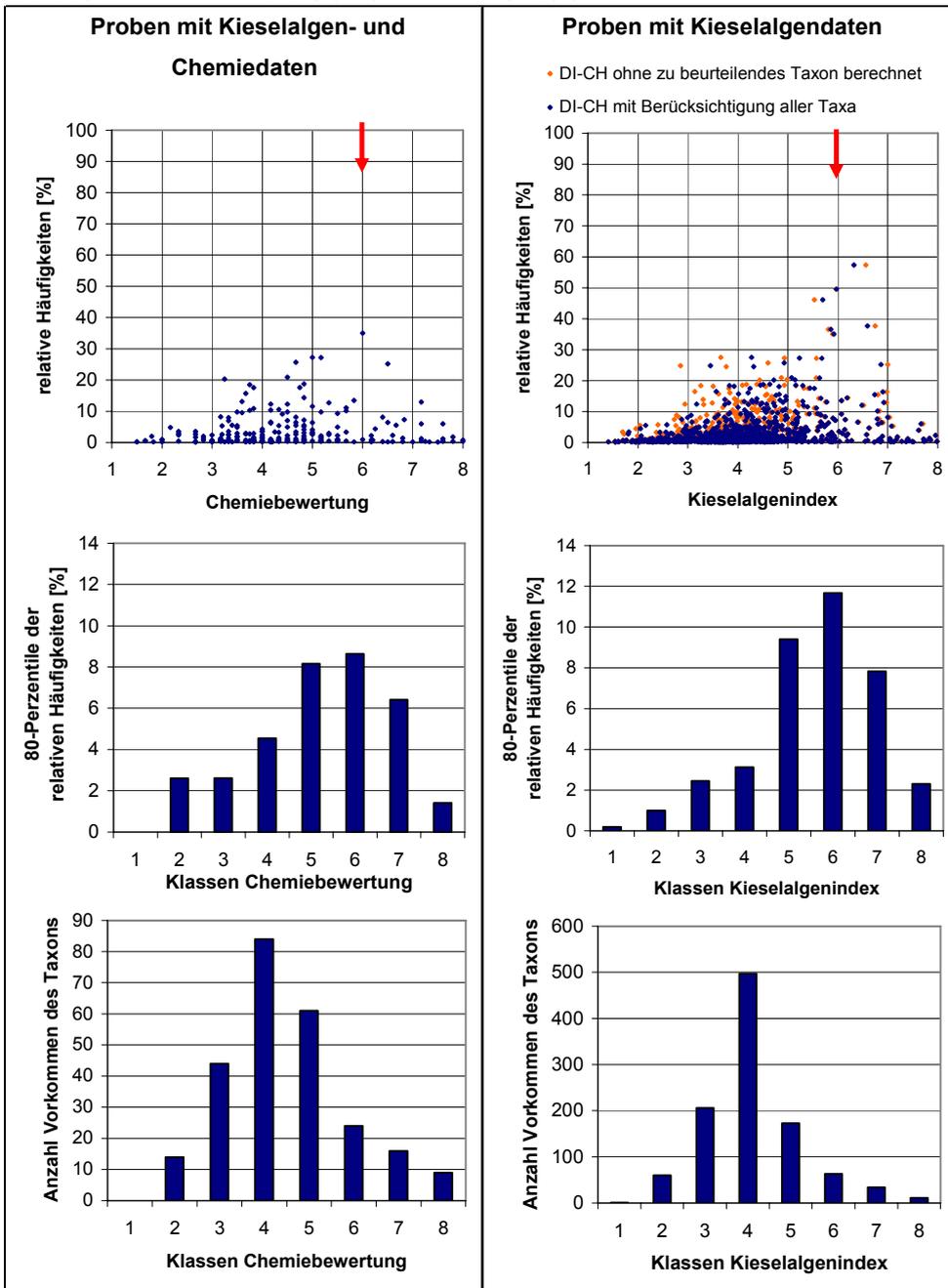
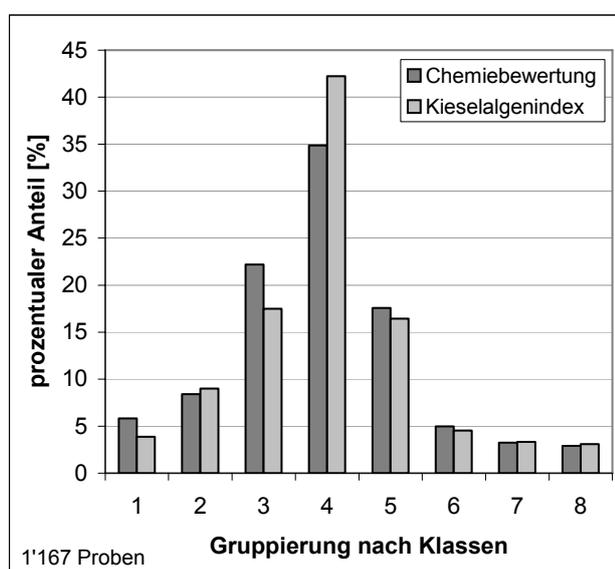


Abbildung 8 kann entnommen werden, dass die Untersuchungsstellen mit einem Kieselalgenindex von 4 einen prozentualen Anteil von 42 % ausmachen. Bei der chemischen Bewertung liegt der Anteil der Klasse 4 mit 35 % etwas tiefer. Der Kieselalgenindex tendiert also etwas stärker zur Klasse 4 als dies bei der chemischen Bewertung der Fall ist.

Abb. 8 > Anteil der Klassen bei der Beurteilung der Stellen mit der Chemiebewertung und dem Kieselalgenindex.



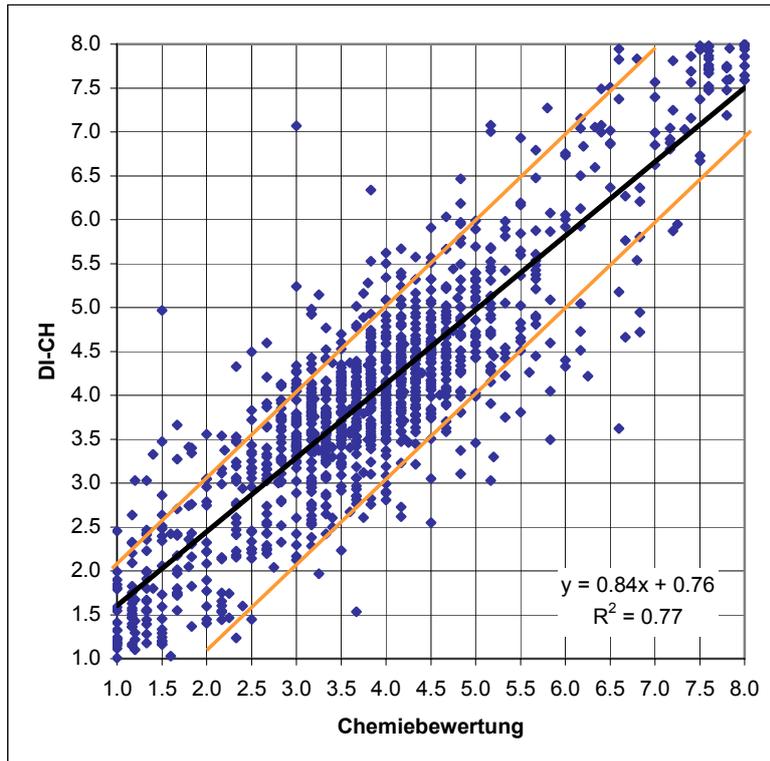
Insgesamt besteht aber eine gute Korrelation zwischen der chemischen Bewertung der Stellen und dem Kieselalgenindex (Abb. 9). Dies insbesondere unter Berücksichtigung folgender Tatsachen.

Gute Korrelation zwischen der chemischen Bewertung und dem Kieselalgenindex

- > Die taxonomische Übereinstimmung der Bestimmungen konnte nachträglich nur teilweise überprüft und korrigiert werden. Die erarbeitete Liste der bedeutsamsten Taxa für die Untersuchung schweizerischer Fließgewässer mit den zugehörigen Bildtafeln, sowie die Fortsetzung der seit 2002 jährlich durchgeführten Workshops zur Verbesserung der Bestimmungsqualität von Kieselalgenuntersuchungen in der Schweiz wird künftig die Bestimmungsqualität weiter verbessern.
- > Die stichprobenhafte Untersuchung der chemischen Parameter, sowie die zeitliche und teilweise auch örtlich nur bedingte Übereinstimmung zwischen den Chemie- und Biologieprobennamestellen, erlauben nur eine grobe Charakterisierung der Lebensbedingungen, die den beprobten Kieselalgenbewuchs geprägt haben.
- > Zusätzliche Untersuchungsdaten von unbelasteten und stark belasteten Stellen könnten zu einer besser abgesicherten Einteilung der Indikatorarten dieser Belastungsstufen führen.

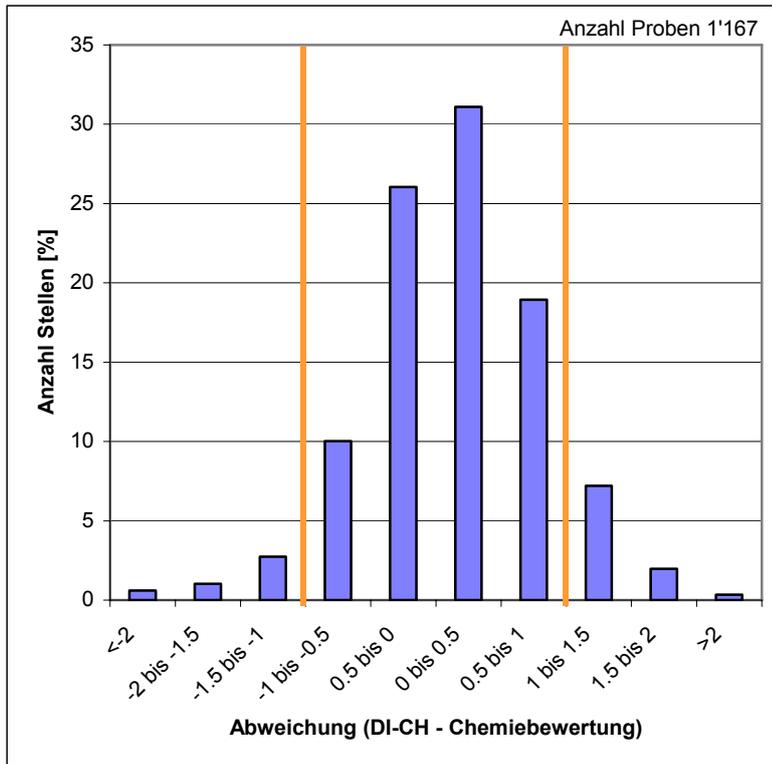
Abb. 9 > Zusammenhang zwischen chemischer Bewertung der Stellen und Kieselalgenindex DI-CH.

Die durchgezogene Linie zeigt die Regressionsgerade. Bei den Wertepaaren, die zwischen den orangen Linien liegen, beträgt die Abweichung weniger als eine Einheit.



Bei 57% aller Proben wurde eine Differenz zwischen chemischer Beurteilung der Stellen und dem Kieselalgenindex von weniger als 0.5 Einheiten gefunden, was als sehr gute Übereinstimmung bezeichnet werden kann (Abb. 10). Nur gerade 14% wiesen eine Abweichung von mehr als einer Einheit auf.

Abb. 10 > Häufigkeitsverteilung der Differenzen zwischen Kieselalgenindex und chemischer Bewertung.



6.3 Zustandsklassen und Bezug zur Wasserqualität

Bereits bei der Festlegung der Klassengrenzen zur Ermittlung der chemischen Bewertung der Untersuchungsstellen wurde auf eine einfache Interpretation der Resultate bezüglich der chemischen Wasserqualität geachtet. Gemäss Modul-Stufen-Konzept erfolgt dafür eine Zusammenfassung in fünf Zustandsklassen (Tab. 6). Aufgrund des vorliegenden Konzeptes und wie die Abbildungen 5 und 9 belegen, können für den Chemieindex und den Kieselalgenindex die gleichen Bewertungskriterien zur Charakterisierung der Belastungssituation angewendet werden. Die Zusammenfassung des Kieselalgenindex in fünf Zustandsklassen und deren Interpretation sind in Kap. 3.4 wiedergegeben.

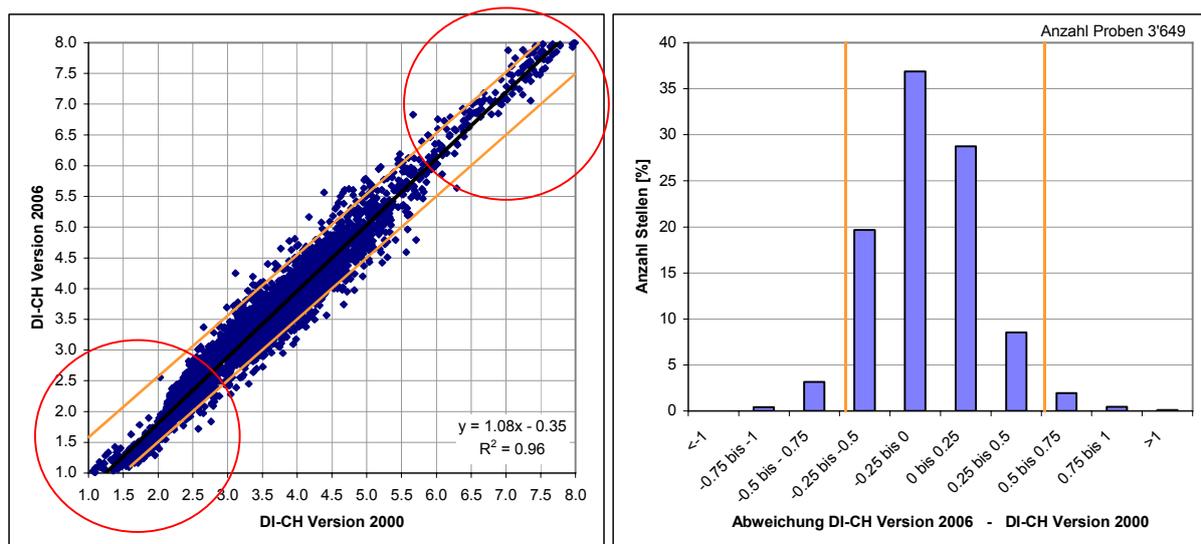
7 > Auswertungen bisheriger Daten und Anwendungsbeispiele

7.1 Vergleich zwischen altem und neuem Kieselalgenindex DI-CH

Der Vergleich zwischen dem alten (Version 2000) und dem neuen Kieselalgenindex DI-CH erfolgt aufgrund sämtlicher 3649 Kieselalgenproben. Die Gegenüberstellung der beiden Indizes befindet sich in Abbildung 11. Insgesamt verhält sich der neue Index sehr ähnlich wie der bisherige. So wiesen 93.5% aller Vergleiche weniger als eine halbe und gar 99.9% weniger als eine ganze DI-CH-Einheit Abweichung auf. In den beiden Randbereichen der 8-teiligen Skala indiziert aber der neue Index tendenziell leicht abweichend. Während im unteren Bereich der Skala (Skalawerte 1 bis ca. 2.5) der neue Index leicht bessere Verhältnisse indiziert, bewirkt er im oberen Skalabereich (Skalawerte 6 bis 8) im Vergleich zum bisherigen Index leicht schlechtere Verhältnisse (siehe auch Kapitel 7.6).

Abb. 11 > Vergleich zwischen Ersteichung (Version 2000) und neuem Kieselalgenindex DI-CH (Version 2006).

Die durchgezogene schwarze Linie zeigt die Regressionsgerade. Bei den Wertepaaren, die zwischen den orangen Linien liegen, beträgt die Abweichung weniger als eine halbe Einheit. Im Bereich der roten Umrandungen indizieren die beiden Indizes leicht abweichend.



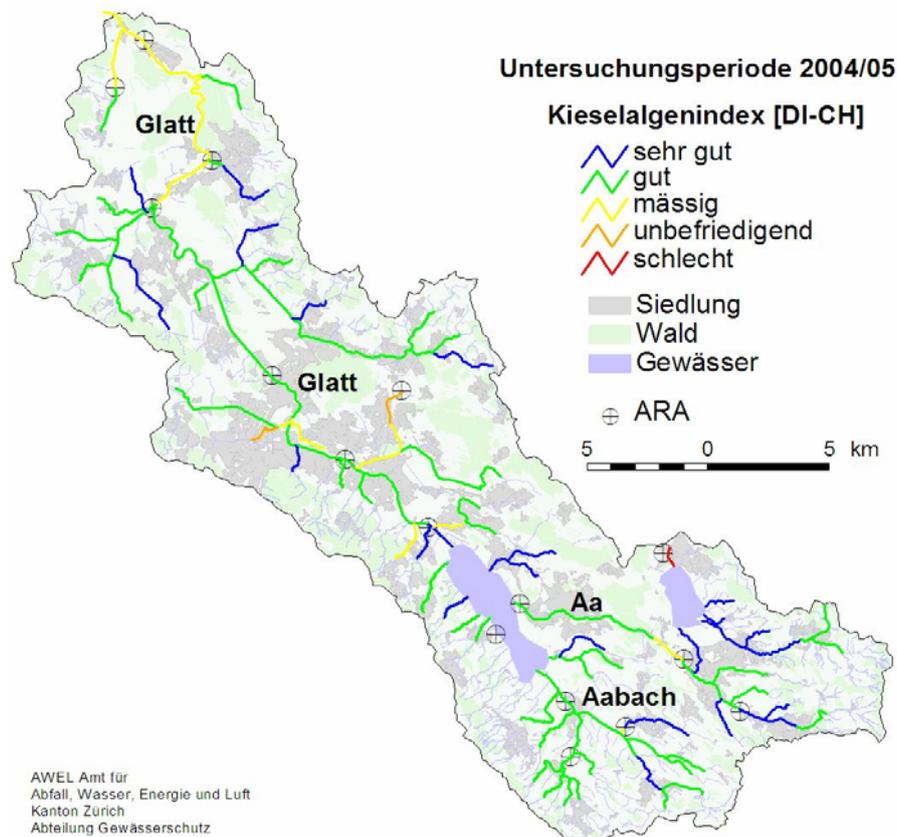
7.2

Geografische Darstellung

Geografische Darstellungen eignen sich sehr gut, um Bewertungen und Belastungsänderungen im Fließverlauf zu illustrieren. Auch die Interpretation der Resultate z. B. hinsichtlich möglicher Belastungsänderungen (in Abb. 12 z. B. Kläranlagen als mögliche Belastungsquellen oder Verdünnungen infolge sauberer Zuflüsse) erfolgt mit geografischen Darstellungen einfacher.

Abb. 12 > Beurteilung der Fließgewässer im Einzugsgebiet von Glatt und Greifensee mittels Kieselalgen.

Dargestellt sind die fünf Zustandsklassen basierend auf dem DI-CH.



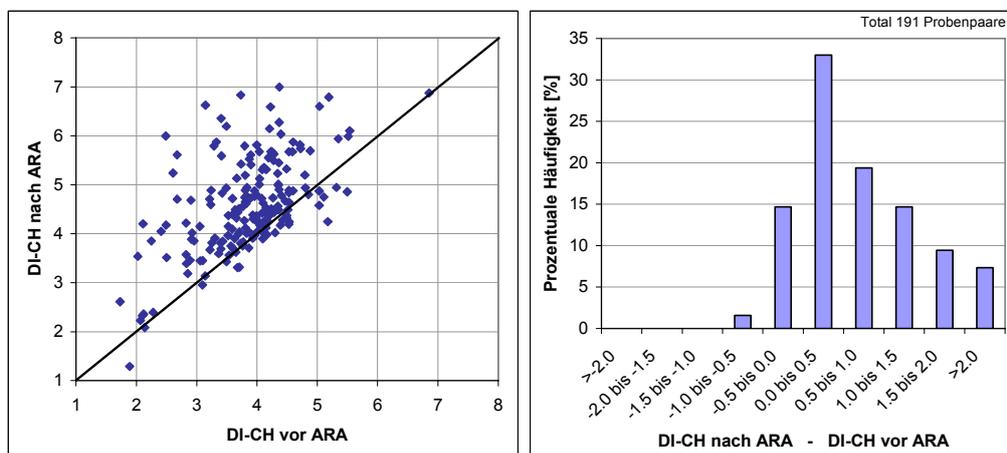
7.3 Belastungsänderungen durch Kläranlagen im Überblick

Die Kieselalgen-Lebensgemeinschaften reagieren sensibel auf Änderungen der chemischen Wasserqualität. Dies lässt sich sehr gut anhand der Einleitung von gereinigtem Abwasser zeigen. In der Annahme, dass auch gut gereinigtes Abwasser noch eine gewisse Restbelastung enthält, kann davon ausgegangen werden, dass unterhalb einer Kläranlage die chemische wie auch die mittels Kieselalgen indizierte biologische Wasserqualität schlechter ist als oberhalb der Einleitung. Der Vergleich der biologisch indizierten Wasserqualität oberhalb und unterhalb von Kläranlagen ist in Abbildung 13 basierend auf dem Kieselalgenindex DI-CH dargestellt. Es wird ersichtlich, dass bei den betrachteten 191 Probenpaaren in 84% aller Vergleiche die Belastung unterhalb der Kläranlage grösser war, als oberhalb. Eine Verbesserung zeigten nur 16% der Vergleiche, wobei die Verbesserung der Wasserqualität zumindest teilweise auch infolge Verdünnung (sauberer Zufluss) zustande kam. In etwas mehr als 50% aller betrachteten Fälle war die Verschlechterung der biologischen Wasserqualität weniger und in rund 30% mehr als eine ganze DI-CH-Einheit. Kläranlagen stellen somit hinsichtlich der mit Kieselalgen eruierten Wasserqualität eine wichtige Belastungsquelle dar. Von den insgesamt 3649 untersuchten Kieselalgenproben wiesen rund 20% einen DI-CH von mehr als 4.5 (= Zustandsklasse mässig, unbefriedigend oder schlecht) auf und erfüllten damit das ökologische Ziel gemäss GSchV Anhang 1 nicht. Eine Grosszahl dieser ungenügenden Wasserqualität dürfte durch die Einleitung von gereinigtem Abwasser verursacht worden sein. Weitere bekannte und in Schweizer Fliessgewässern sicher wichtige Belastungsquellen dürften punktuelle und diffuse Belastungen aus der Strassen- und Siedlungsentwässerung (Entlastungen, Fehlan schlüsse, etc.) sowie der Landwirtschaft (Düngung, Abschwemmungen, Pestizide, etc.) und der Abfallentsorgung (Deponieabwasser, Sickerwasser) stammen. Der Beitrag und die Relevanz dieser Verursachergruppen kann aber mit den bestehenden Daten nicht eruiert werden. Dazu müssten zuerst pro Untersuchungsstelle die möglichen Verursachergruppen bestimmt werden.

Kläranlagen sind eine Belastungsquelle für die mit Kieselalgen eruierte Wasserqualität

Abb. 13 > Vergleich der Belastung zwischen oberhalb und unterhalb der Einleitung von gereinigtem Abwasser basierend auf dem Kieselalgenindex DI-CH.

Sofern im Fliessverlauf unterhalb der Kläranlage mehrere Stellen vorhanden waren, wurde die Maximalbelastung verwendet.

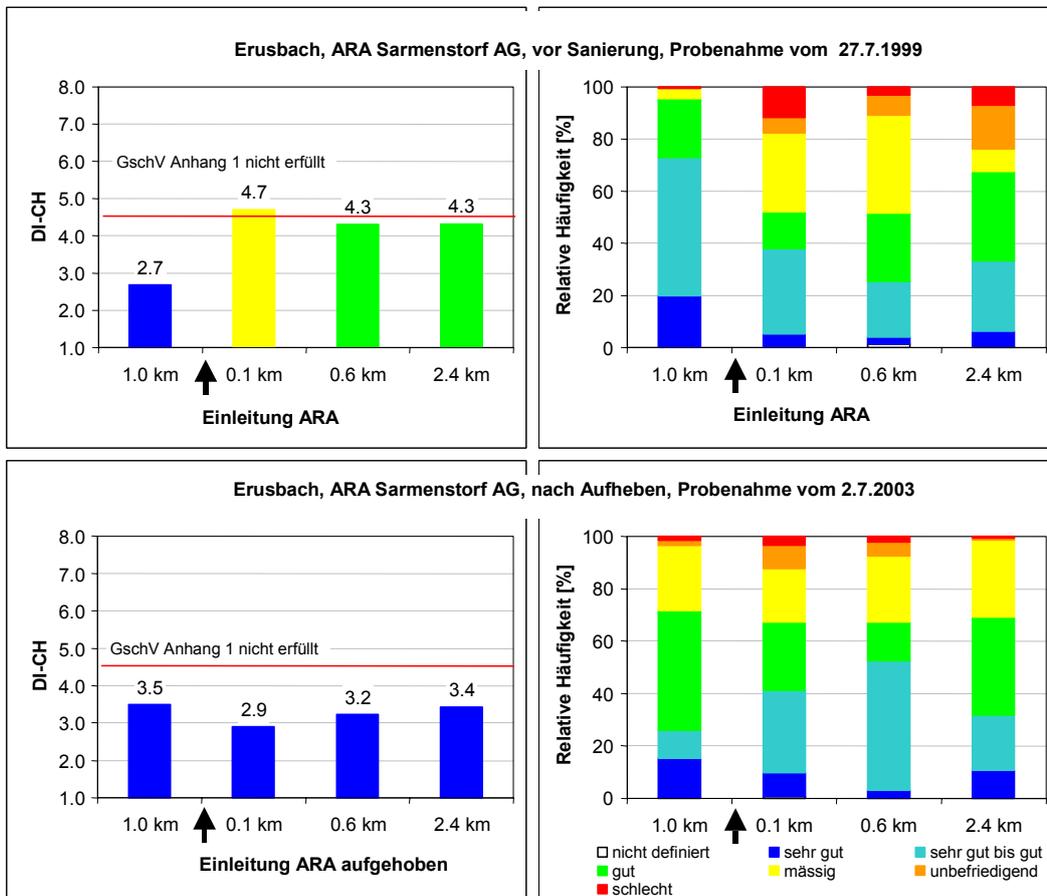


7.4 **Belastungsänderungen infolge Aufheben einer Kläranlage im Fließ- und Zeitverlauf**

Das Abwasser der Kläranlage Sarmentorf wird seit dem 15. Dezember 2001 teilweise und per 1. Oktober 2003 definitiv auf die Kläranlage Wohlen geführt. Damit wurde der Erusbach entlastet, was sich am 2. Juli 2003 bereits mittels der Kieselalgen indizierten biologischen Wasserqualität feststellen liess. Abbildung 14 enthält neben dem Kieselalgenindex DI-CH die Darstellung der D-Wertgruppen im Fließverlauf. Die D-Wertgruppen basieren auf den D-Werten, welche zur Berechnung des DI-CH benötigt werden (vgl. Anhang A1). Sie werden gleich gebildet wie die Differentialartengruppen (Krammer & Lange-Bertalot 1986), indem die relativen Häufigkeiten aller Taxa derselben D-Wertgruppe summiert werden. Diese Art der Darstellung erlaubt Unterschiede und Änderungen in der Zusammensetzung der Kieselalgen-Lebensgemeinschaften zu illustrieren.

Abb. 14 > Belastungsänderungen im Fließ- und Zeitverlauf im Erusbach in Zusammenhang mit der Aufhebung der Kläranlage Sarmentorf (EWBiol. = 4500).

Links: Darstellung des Kieselalgenindizes DI-CH. Rechts: Darstellung der Summen aller Taxa derselben D-Wertgruppe.



D-Wertgruppen: Sehr gut = Taxa mit D-Werten 1 bis 2, sehr gut bis gut: 2.5 bis 3, gut: 3.5 bis 4, mässig: 4.5 bis 5, unbefriedigend: 5.5 bis 6, schlecht: 6.5 bis 8.

7.5 Vergleich zwischen Aufnahmen im Frühjahr und im Herbst

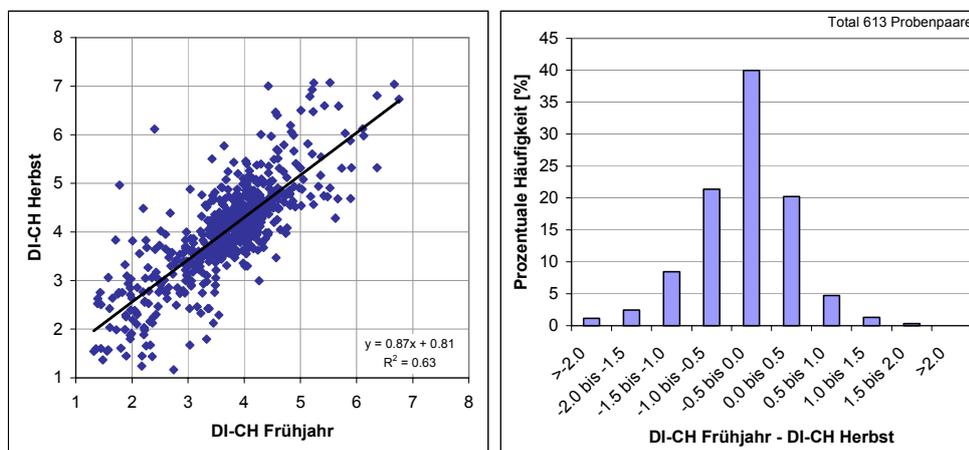
Der Vergleich zwischen den Aufnahmen im Frühjahr und im Herbst ist in Abbildung 15 dargestellt. Es standen dazu 613 Vergleichspaare zur Verfügung, an denen im selben Jahr im Frühjahr und im Herbst die Kieselalgen untersucht wurden. Ein Grossteil dieser Vergleichspaare stammt aus dem Mittelland und den Voralpen. Im eigentlichen Alpenraum wurden nur wenige Stellen zweimal im selben Jahr untersucht. Aus Abbildung 15 ist ersichtlich, dass 60 % aller Vergleichspaare weniger als eine halbe und 86 % aller Fälle weniger als eine ganze DI-CH-Einheit aufwiesen. Die Auswertung zeigt aber auch, dass die Bewertung im Herbst tendenziell schlechter ausfiel als im Frühjahr. So indizierten in rund 75 % aller Bewertungen die Herbstaufnahmen einen schlechteren DI-CH, als diejenigen im Frühjahr. Diese schlechtere Bewertung im Herbst dürfte auf mehrere Effekte zurückzuführen sein. Denkbar sind Effekte wie intensivere landwirtschaftliche Nutzung (Düngung, Beweidung, Abschwemmung, etc.) im Herbst (August bis und mit November) oder geringerer Abfluss (schlechtere Verdünnung, Mischung) infolge Trockenperioden. Im Alpenraum demgegenüber wäre zu erwarten, dass in Gebieten mit Wintertourismus die Frühjahrsbelastung grösser ist als diejenige im Herbst. Dies daher, weil die Kläranlagen bei tieferen Temperaturen die erhöhte Abwasserfracht schlechter zu bewältigen vermögen als im Sommer und das gereinigte Abwasser infolge Niederwasser weniger verdünnt wird.

Tendenziell schlechtere
Bewertung im Herbst

Im Einzelfall kann der Unterschied zwischen den beiden Jahreszeiten beachtlich gross und hinsichtlich der Erfüllung des ökologischen Ziels gemäss GSchV Anhang 1 relevant sein. So erreichten im Herbst in 102 der total 613 Vergleichspaare (= 16 %) das ökologische Ziel nicht, während es im Frühjahr erfüllt wurde. Umgekehrt erfüllten nur 10 der total 613 Vergleichspaare (= 1.6 %) das ökologische Ziel im Frühjahr nicht, während es im Herbst erfüllt wurde. Um mit grösserer Wahrscheinlichkeit mit einer Aufnahme den schlechteren Belastungsgrad zu erheben, empfiehlt es sich zumindest im Mittelland prioritär den Herbst vor dem Frühjahr zu untersuchen.

Beprobungszeitpunkt kann
relevant sein für die Erfüllung
des ökologischen Ziels

Abb. 15 > Vergleich zwischen den Aufnahmen im Frühjahr (Probenahme Januar bis und mit April) und im Herbst (August bis und mit November) basierend auf dem Kieselalgenindex DI-CH.

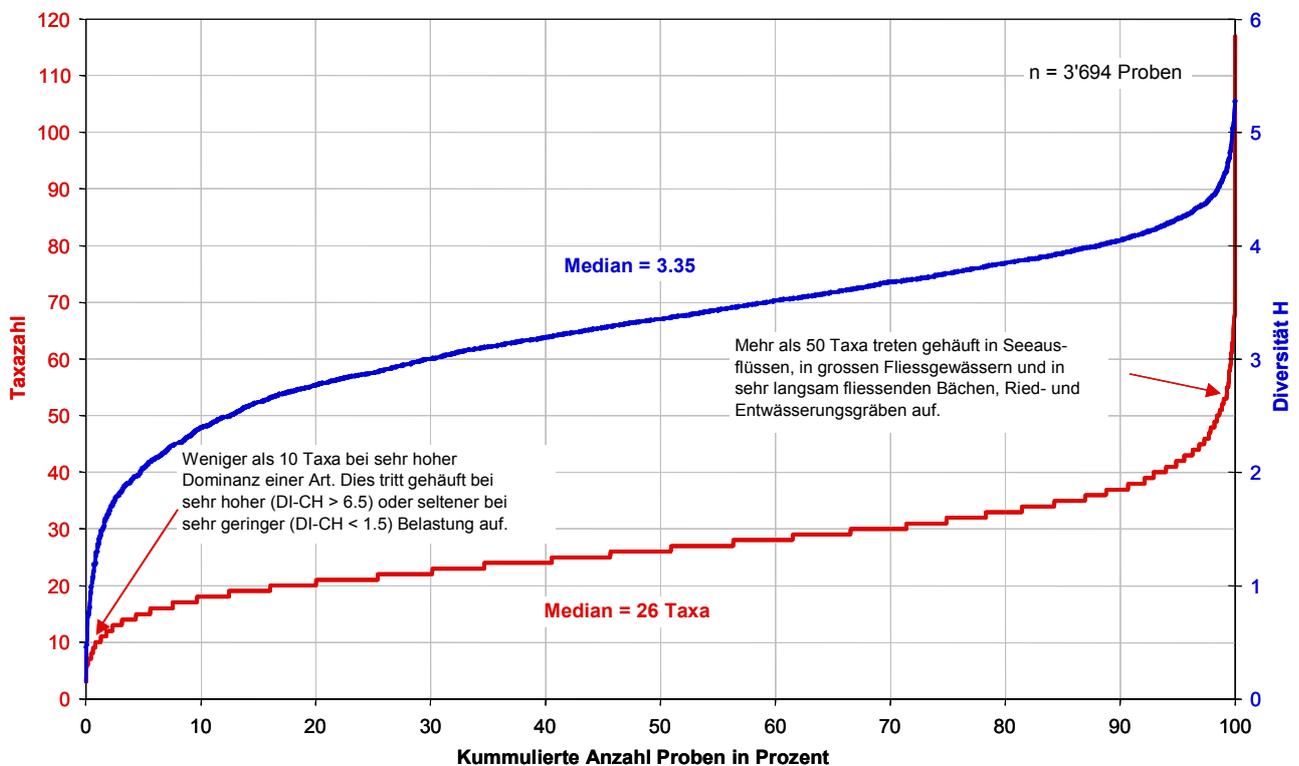


7.6

Taxazahl, Diversität und DI-CH im Überblick

In den Schweizer Fließgewässern wurden bis jetzt, basierend auf den bei AquaPlus vorhandenen Daten, 708 Taxa gefunden. In den für die Neueichung benutzten 3694 Kieselalgenproben wies rund die Hälfte um 20 bis 30 Taxa auf (Median 26 Taxa, Abb. 16). Weniger als 10 und mehr als 50 Taxa pro Kieselalgenprobe wurden nur in ganz wenigen Proben vorgefunden. Die Diversität derselben Lebensgemeinschaften nahm zu einem grossen Teil Werte zwischen 2.75 und 3.75 ein (Median 3.35). Diversitäten von weniger als 2.0 und mehr als 4.5 waren selten (Abb. 16). Eine tiefe Taxazahl und eine geringe Diversität traten dann auf, wenn ein Taxon dominierte. Dies war vor allem dann der Fall, wenn die Belastung im Gewässer sehr hoch war ($DI-CH > 6.5$) oder, allerdings seltener, wenn die untersuchte Gewässerstelle unbelastet war ($DI-CH < 1.5$). Hohe Taxazahlen und meistens damit verbunden auch hohe Diversitäten sind in Seeausflüssen, grossen Fließgewässern und in sehr langsam fließenden Bächen, Ried- und Entwässerungsgräben aufgetreten.

Abb. 16 > Prozentuale Verteilung der Taxazahl und der Shannon-Diversität H nach Shannon & Weaver (1949) für sämtliche für die Eichung benutzten Kieselalgen-Datensätze.



Die prozentuale Verteilung des bisherigen und des neuen Kieselalgenindizes DI-CH von sämtlichen für die Neueichung benutzten Datensätze befindet sich in Abbildung 17. Basierend auf diesen Daten wiesen 81 % aller Kieselalgenproben einen DI-CH-Wert auf von 1.0 bis 4.5 (Median 3.7). Einen DI-CH-Wert von 4.5 bis 8.0 erreichten 19 % der Proben. Die in Abbildung 17 dargestellten Verhältnisse illustrieren aber nicht den für die Schweiz heute gültigen Belastungsgrad der Schweizer Fliessgewässer. Dazu ist der Zeitraum der benutzten Daten zu gross (mehrheitlich zwischen 1985 und 2005, 36 Datensätze zwischen 1847 und 1985) und die getroffene Auswahl der untersuchten Gewässer erfolgte nicht zufällig. Trotzdem stellen die prozentualen Anteile der fünf Zustandsklassen hinsichtlich der Interpretation und Einordnung künftiger Proben eine brauchbare Basis dar. So sind Gewässerabschnitte mit einem DI-CH-Wert von über 5.5 bis 8.0 (Zustandsklassen 4 und 5) in der Schweiz mit Sicherheit selten. Sie treten mit grosser Wahrscheinlichkeit nur an Stellen auf, an welchen die Anforderungen an die Wasserqualität für Fliessgewässer (GSchV, Anhang 2) nicht eingehalten werden.

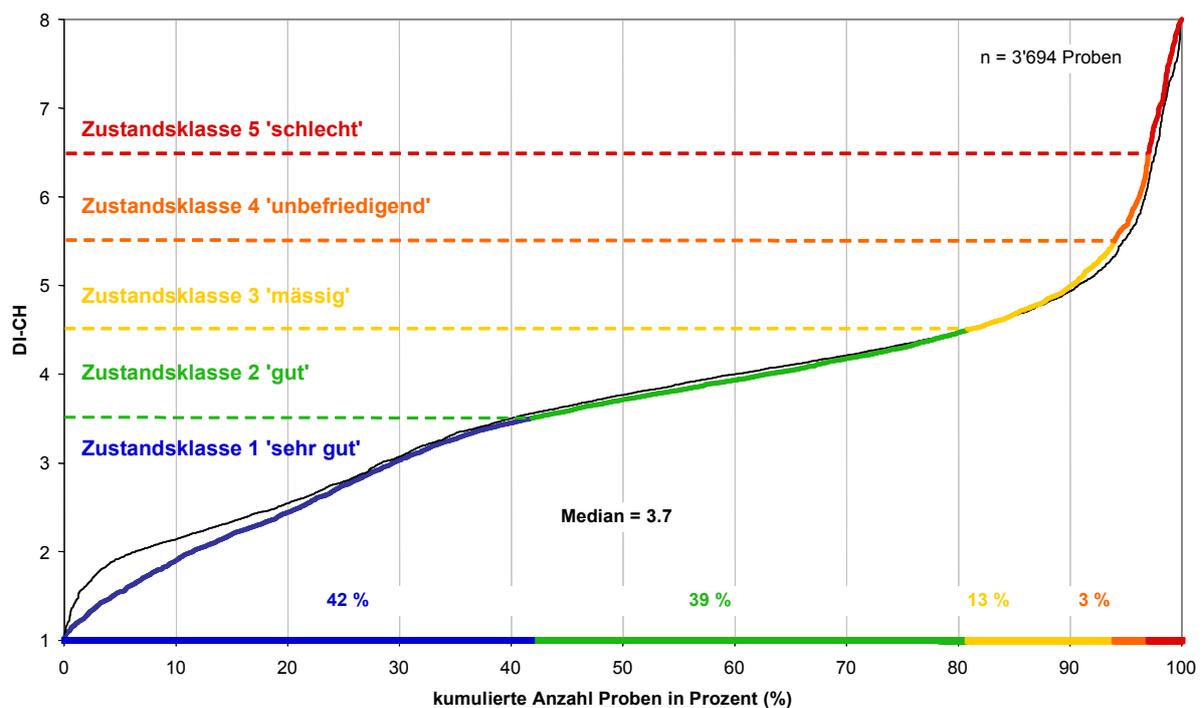
Prozentuale Anteile der fünf Zustandsklassen als brauchbare Basis zur Interpretation und Einordnung künftiger Daten

Abbildung 17 enthält zudem den Vergleich zwischen bisherigem (Ersteichung) und neuem DI-CH-Index (siehe auch Kapitel 7.1). Die prozentualen Verteilungen der beiden Indizes sind mit Ausnahme der beiden Randbereiche fast deckungsgleich.

Abb. 17 > Prozentuale Verteilung des Kieselalgenindex DI-CH von sämtlichen für die Eichung benutzten Kieselalgen-Datensätze.

Die dünne schwarze Linie zeigt die Verteilung des DI-CH-Indexes gemäss Ersteichung.

Dargestellt sind zudem die Grenzen der Zustandsklassen und der prozentuale Anteil aller Proben derselben Zustandsklasse.



> Literatur

Arndt U., Nobel W., Schweizer B. 1987: Bioindikatoren. Möglichkeiten, Grenzen und ihre Erkenntnisse. Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart.

Backhaus D. 1991: Use of periphyton as a monitor for water quality changes and as substrate for toxicity test in Germany. 111- 117. In: Whitton B.A., Rott E., Friedrich G., (Hrsg.), Use of algae for monitoring rivers. Institut für Botanik, Universität Innsbruck.

BAFU 2007. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Äusserer Aspekt. Umwelt-Vollzug Nr. 0701. Bundesamt für Umwelt, Bern. 43 Seiten.

BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) 1993: Koordinierte biologische Untersuchungen im Hochrhein 1990. Part III: Aufwuchs-Mikrophyten. BUWAL Schriftenreihe Umwelt Gewässerschutz, No. 196, Bern. 15 S. + Anhang.

BUWAL 1998: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Modul-Stufen-Konzept. Vollzug Umwelt. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 26. 41 Seiten.

BUWAL 2002a. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Kieselalgen Stufe F (flächendeckend). Stand vom Januar 2002, 111 Seiten.

BUWAL 2004: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer in der Schweiz. Modul Chemie. Chemisch-physikalische Erhebungen. Stufen F & S. Vollzug Umwelt. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. Entwurf, 48 Seiten.

Charles D.F., Whitehead D.R. 1986: The PIRLA project: Paleocological investigations of recent lake acidification. *Hydrobiologia* 143: 13–20.

Coring E., Schneider S., Hamm A., Hofmann G. 1999: Durchgehendes Trophiesystem auf der Grundlage der Trophieindikation mit Kieselalgen. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK). 219 S. + Anhang.

Douglas B. 1958: The ecology of the attached diatoms and other algae in a small stony stream. *J. Ecol.* 46: 295–322.

Elber F., Schanz F. 1990: Algae other than diatoms affecting the density, species richness and diversity of diatom communities in rivers. *Arch. Hydrobiol.* 119 (1): 1–14.

Erni G. 1987: Systematische und ökologische Untersuchungen über die Algenflora in Bergbächen des Kantons Graubünden (CH). Diplomarbeit der Universität Zürich, 90 S.

GSchG: Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz). Vom 24. Januar 1991: SR 814.20.

GSchV: Gewässerschutzverordnung. Vom 28. Oktober 1998: SR 814.201.

Hürlimann J. 1993: Kieselalgen als Bioindikatoren aquatischer Ökosysteme zur Beurteilung von Umweltbelastungen und Umweltveränderungen. Ph.D. diss., Universität Zürich. 118 S.

Hürlimann J., Elber F., Niederberger K. 1999a. Use of algae for monitoring rivers: an overview of the current situation and recent developments in Switzerland. In: Prygiel J., Whitton B.A., Bukowska J. 1999: Use of algae for monitoring rivers III. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai Cedex, Frankreich, 39–56.

Hürlimann J., Keller P., Elber F. Niederberger K., Lotter A.F. 1999b. Phosphorrekonstruktion und daraus abgeleitete Sanierungsziele für eutrophe Seen. Am Beispiel des Wilersees (Kanton Zug). *Gas Wasser Abwasser* 79 (6): 467–476.

Hürlimann J., Schanz F. 1993: The effects of artificial ammonium enhancement on riverine periphytic diatom communities. *Aquatic Sciences* 55 (1): 40–64.

Hustedt F. 1930: Bacillariophyta (Diatomeae). In: Pascher A., (Hrsg.), *Süsswasserflora* 10, G. Fischer, Jena.

Iserentant R., Ector L., Straub F., Hernandez-Becerril D.U. 1999: Méthodes et techniques de préparation des échantillons de diatomées. In: Ector L., Loncin A., Hoffmann L. (eds). *Compte rendu du 17e colloque de l'Association des diatomistes de langue française*, Cryptogamie: *Algologie* 20(2), 143–148.

Joy C.M., Balakrishnan K.P. 1990: Effect of fluoride on axenic culture of diatoms. *Water, Air and Soil Pollution* 49: 241–250.

Kelly M.G., Cazaubon A. Coring E., Dell'Uoma A., Ector L., Goldsmith B., Guasch H., Hürlimann J., Jarlmann A., Kawecka B., Kwandrans J., Laugaste R., Lindstrom E.-A., Leitao M., Marvan M., Padisak J., Pipp E., Prygiel J., Rott E., Sabater S., van Dam H., Vizinet J. 1998: Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of applied Phycology* 10: 215–224.

Kingston B.C., Birks H.J.B. 1990: Dissolved organic carbon reconstructions from diatom assemblages in PIRLA project lakes, North America. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* 327: 279–288.

Kramer K. 1997a. Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 1. Allgemeines und *Encyonema* Part. *Bibliotheca Diatomologica* Band 36, Berlin.

Kramer K. 1997b. Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 2. *Encyonema* part., *Encyonopsis* and *Cymbellopsis*. *Bibliotheca Diatomologica* Band 37, Berlin.

- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1986: Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D. (Hrsg.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2 (1), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. Neuauflage 1997.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1988: Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D., (Hrsg.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2 (2), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. Neuauflage 1997.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991a. Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiae. In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D. (Hrsg.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2 (3), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. Neuauflage 2000.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991b. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae, kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*. In: Ettl H., Gärtner G., Gerloff J., Heynig H., Mollenhauer D. (Hrsg.), Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2 (4), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. Neuauflage 2004.
- Krammer K. 2000: The genus *Pinnularia*. Diatoms of Europe 1, 703 S.
- Krammer K. 2002: *Cymbella*. Diatoms of Europe 3, 584 S.
- Krammer K. 2003: *Cymbopleura*, *Delicata*, *Navicymbula*, *Gomphocymbellopsis*, *Afrocymbella*. Diatoms of Europe 4, 530 S.
- Kreeb K.H. 1990: Methoden zur Pflanzenökologie und Bioindikation. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Kupe L. 2005: Untersuchung von Kieselalgen der Töss oberhalb und unterhalb der Einleitstelle der Kläranlage Bauma-Saland der Jahre 1996, 1997 und 2005, Titel provisorisch, Universität Zürich.
- Lange-Bertalot H. 1978: Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen: ein geeigneteres Kriterium der Gewässerbelastung. Arch. Hydrobiol., Suppl. 51: 393–427.
- Lange-Bertalot H. 1979a. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. Nova Hedwigia, Beiheft 64: 285–304.
- Lange-Bertalot H. 1979b. Toleranzgrenzen und Populationsdynamik benthischer Diatomeen bei unterschiedlich starker Abwasserbelastung. Arch. Hydrobiol. Suppl. 56: 184–219.
- 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 Band 27, Berlin.
- Lange-Bertalot H., Moser G. 1994: *Brachysira* – Monographie der Gattung. Bibliotheca Diatomologica Band 29, Berlin.
- Lange-Bertalot H., Metzeltin D. 1996: Annotated Diatom Micrographs: Oligotrophie-Indikatoren. Iconographia Diatomologica. Volume 2. Koeltz Scientific Books, Königstein.
- Lange-Bertalot H. 2001: *Navicula* sensu stricto, 10 Genera separated from *Navicula* sensu lato *Frustulia*. Diatoms of Europe 2, 526 S.
- Lotter A.F. 1998: The recent eutrophication of Baldeggersee (Switzerland) as assessed by fossil diatom assemblages. The Holocene, 8: 395–405.
- Lotter A.F., Birks H. J. B., Hofmann W., Marchetto A. 1998: Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. II. Nutrients. Journal of Paleolimnology, 19: 443–463.
- Nagel U. 1991: Bioindikation. Lebewesen zeigen uns den Zustand unserer Umwelt. Lehrmittelverlag des Kantons Zürich, Zürich.
- Niederhauser P., Schanz F. 1993: Effect of nutrient (N, P, C) enrichment upon the littoral diatom community of an oligotrophic high-mountain lake. Hydrobiologia 269/270: 453–462.
- Niederhauser P. 1993: Diatomeen als Bioindikatoren zur Beurteilung der Belastung elektrolytarmer Hochgebirgsseen durch Säuren und Nährstoffe. Dissertation Universität Zürich, 110 S.
- Norton T., Melkonian M., Andersen R. 1996: Algal biodiversity. Phycologia 35: 308–326.
- Oehen B. 1991: Der Einfluss von Ammonium auf periphytische Kieselalpengemeinschaften. In situ-Versuche in der Limmat. Diplomarbeit an der Universität Zürich.
- Otto A. 1987: Entwicklung eines standardisierbaren Aufwuchstests zur gewässertoxikologischen Bewertung von Chemikalien. BMFT-Forschungsprojekt «Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien». Abschlussbericht z. Vorhaben 03 7337, Koblenz.
- Prygiel J., Whitton B.A., Bukowska J. 1999: Use of algae for monitoring rivers III. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai Cedex, Frankreich, 271 S.
- Reichardt E. 1999: Zur Revision der Gattung *Gomphonema*. Die Arten um *G. affine/insigne*. *G. angustatum/micropus* *G. acuminatum* sowie gomphonemoide Diatomeen aus dem Obergliozän in Böhmen. A.R.G. Gantner Verlag K. G. 203 Seiten.
- Round F., Crawford R., Mann D. 1990: The Diatoms. Biology & Morphology of the genera. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Rott E., Hofmann G., Pall K., Pfister P., Pipp E. 1997: Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 1: Saprobielle Indikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien, 73 S.

Rott E., van Dam H., Pipp E., Pall K., Pfister P., Binder N., Ortler K. 1999: Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenz; taxonomische und toxikologische Anmerkungen. Hrsg. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien, 248 S.

Schiefele, S, Kohmann F. 1993: Bioindikation der Trophie in Fließgewässern. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Forschungsbericht Nr. 102 01 504, 211 pp. + appendix.

Schmedtje U., Bauer A., Gutowski A., Hofmann G., Leukart P., Melzer A., Mollenhauer D., Schneider S., Tremp H. 1998: Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München. Informationsberichte Heft 4/99, 516 Seiten.

Shannon C., Weaver W. 1949: The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press. Urbana.

Stoermer E.F., Smol J.P. 1999: The diatoms: applications for the environmental and earth sciences. Cambridge University Press. 469 S.

Straub F. 1981: Utilisation des membranes filtrantes en téflon dans la préparation des Diatomées épilithiques. *Cryptogamie Algol.* 2: 153.

Van den Hoek C., Jahns H.M., Mann D.G. 1993: Algen. Georg Thieme Verlag Stuttgart, 3. Aufl., 411 S.

Walsh G.E., McLaughlin L.L., Yoder M.J., Moody P.H., Lores E.M., Forester J., Wessinger-Duvall P.B. 1988: *Minutocellus polymorphus*. A new marine diatom for use in algal toxicity tests. *Environmental Toxicology and Chemistry* 7: 925–929.

Watanabe T., Asai K., Houki A. 1988: Numerical water quality monitoring of organic pollution using diatom assemblages. In: Round F.E. (Hrsg.), *Proceedings of the 9th Diatom Symposium 1986*, Koeltz Scientific Books, Koenigstein, 123–141.

Werner D. 1977: The Biology of Diatoms. Botanical Monographs 13, Blackwell, Oxford.

Whitton B.A., Rott E., Friedrich G. 1991: Use of algae for monitoring rivers. Institut für Botanik, Universität Innsbruck.

Zelinka M., Marvan P. 1961: Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 57: 389–407.

Kieselalgen in Schweizer Fließgewässern: Eine Auswahl von Berichten und untersuchten Fließgewässern.

Ein möglichst flächendeckendes Monitoring im Sinne des BUWAL Moduls Kieselalgen (Stufe F) wurde bis jetzt in vielen Kantonen durchgeführt, so z. B. in den Kantonen AG, AI, AR, BE GE, GL, GR, LU, NE, SH, SZ, SG, TG, UR, VD, VS, ZH.

AquaPlus 1998: Lorze Abschnitt Zugersee – Frauental. Biologische Untersuchungen mittels Kieselalgen als Bioindikatoren. Auswirkungen der Kläranlage Schönau auf die Kieselalgen-Biozönosen der Lorze. Untersuchungen der Jahre 1988 und 1997. Im Auftrag der Baudirektion des Kt. Zug, Amt für Umweltschutz.

AquaPlus 2003: Kieselalgen der Aare. Biologisch indizierte Wasserqualität zwischen Bielersee und Mündung in den Rhein. Untersuchungen 2001/2002. Im Auftrag der Gewässerschutzfachstellen der Kantone Bern, Solothurn und Aargau.

AquaPlus 2004: Kieselalgenflora und Beurteilung der biologisch indizierten Wasserqualität im A2-Kanal bei Stans (NW). Stellendokumentation mit Kurzkomentar der Stellen Dürfur Nr. 410 und Nr. 411. Untersuchungen vom 10. April und 30. Oktober 2002. Im Auftrag des Amtes für Umweltschutz Nidwalden.

Baudirektion Kanton Zürich 1998: Oberflächengewässer und Abwasserreinigungsanlagen. Zürcher Umweltpraxis Gewässerschutz. 67 S.

Cordonier A. 1998: Essai d'utilisation d'un indice diatomique pour le contrôle de la qualité biologique des cours d'eau genevois : application à la Versoix et comparaison avec l'IBGN et la physico-chimie. Travail de diplôme, Université de Genève et Service cantonal d'écotoxicologie, 75 p. et 15 annexes.

ETEC 2000: Observation de la qualité de surface, campagne 1999: La Drance de Bagnes. Rapport de synthèse. Service de la protection de l'environnement du canton du Valais, 45 p. et annexes.

Küry D., Zollhöfer J. 1993: Gewässerbiologische Erfolgskontrolle des Ausbaus ARA Ergolz I, Sissach. *Gas Wasser Abwasser* 73 (3): 205–211.

Nirel P., Perfetta J., Revaclier R. 1999: Qualité actuelle de l'Allandon et de ses affluents. Evolution physico-chimique et biologique. Rapport Service cantonal d'écotoxicologie, Genève, 27. p.

Straub F. 1997: Programme rivières 1997. Examen des populations de diatomées (Bacillariophyceae) épilithiques de cinq stations situées sur cinq cours d'eau du district de Neuchâtel et diagnostic de la qualité saprobique des eaux, selon la méthode des groupes d'espèces différentielles de Lange-Bertalot. Service cantonal de la protection de l'environnement (canton de Neuchâtel), rapport de 18 p.

Straub F. 1998: Programme rivières 1998. Examen des populations de diatomées (Bacillariophyceae) épilithiques de quatre stations situées sur Le Seyon et La Sorge : diagnostic de la qualité saprobique des eaux, selon la méthode des groupes d'espèces différentielles de Lange-Bertalot. Rapport pour le SCPE, Laboratoire d'algologie, La Chaux-de-Fonds, 17 p.

Straub F. et Jeannin P.-Y. 2006: Efficacité autoépuration de tracés aérien et karstique d'un effluent de station d'épuration (La Ronde, Jura suisse) : valeur indicative des diatomées. *Symbioses*, nlle sér. 14, 35–41.