



Bayerisches Landesamt für  
Umwelt



# 25 Jahre Versauerungsmonitoring in Bayern

Trends und Entwicklungen



wasser





Bayerisches Landesamt für  
Umwelt



# 25 Jahre Versauerungsmonitoring in Bayern

Trends und Entwicklungen

## Impressum

### 25 Jahre Versauerungsmonitoring in Bayern

#### Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)

Bürgermeister-Ulrich-Straße 160

86179 Augsburg

Tel.: 0821 9071-0

Fax: 0821 9071-5556

E-Mail: [poststelle@lfu.bayern.de](mailto:poststelle@lfu.bayern.de)

Internet: [www.lfu.bayern.de](http://www.lfu.bayern.de)

#### Bearbeitung/Text/Konzept:

LfU, Referat 83, Dr. Thorsten Scheel

#### Redaktion:

LfU, Referat 83, Dr. Folker Fischer, Ilona Schlößer

LfU, Referat 84, Dr. Jochen Schaumburg, Christine Schranz, Anette Maetze

LfU, Referat 92, Dr. Jörg Neumann, Nicole Foullois

#### Bildnachweis:

Bayerisches Landesamt für Umwelt

#### Druck:

Joh. Walch GmbH & Co KG, Im Gries 6, 86179 Augsburg

Gedruckt auf Papier aus 100 % Altpapier.

#### Stand:

Juli 2015

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbern oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden. Bei publizistischer Verwertung – auch von Teilen – wird um Angabe der Quelle und Übersendung eines Belegexemplars gebeten.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die Broschüre wird kostenlos abgegeben, jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Diese Broschüre wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 089 122220 oder per E-Mail unter [direkt@bayern.de](mailto:direkt@bayern.de) erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.



---

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Versauerung der Gewässer</b>	<b>5</b>
1.1	Historische Entwicklung der Versauerung in Bayern	6
<b>2</b>	<b>Methoden der Auswertung</b>	<b>10</b>
2.1	Datenaufbereitung	10
2.1.1	Kontrolle und Plausibilisieren der Daten	10
2.1.2	Zusammenführen von Messreihen	10
2.2	Berechnung von Indizes	11
2.3	Statistische Verfahren	11
<b>3</b>	<b>Versauerungsmonitoring in Bayern</b>	<b>12</b>
3.1	Integriertes Hydrologisches Monitoring (IHM)	14
3.1.1	IHM Hochspessart	15
3.1.2	IHM Bayerischer Wald	15
3.1.3	IHM Fichtelgebirge	16
3.2	Grundwassermonitoring	17
3.3	Fließgewässermonitoring	17
3.4	Seenmonitoring	17
<b>4</b>	<b>Monitoring chemischer Parameter</b>	<b>18</b>
4.1	Deposition	19
4.2	Sickerwasser	20
4.3	Grundwasser	22
4.4	Quellen	24
4.5	Fließgewässer	26
4.6	Seen	30
4.7	Übergreifende Betrachtung	32
4.7.1	Überblick Kompartimente	32
4.7.2	Regionaler Überblick der Konzentrationsniveaus	36
4.7.3	Frachtbilanzen	40
4.7.3.1	Frachtbilanz Hochspessart	40
4.7.3.2	Frachtbilanz Bayerischer Wald	41
4.7.3.3	Frachtbilanz Fichtelgebirge	42

4.7.4	Korrelation chemischer Parameter	43
4.7.5	Trends und Entwicklungen	46
4.7.6	Regionaler Überblick der Trends und Entwicklungen	49
<b>5</b>	<b>Monitoring biologischer Parameter</b>	<b>52</b>
5.1	Fließgewässer	52
5.1.1	Makrozoobenthos (Fließgewässer)	52
5.1.2	Diatomeen (Fließgewässer)	56
5.2	Seen	61
5.2.1	Phytoplankton, Zooplankton, Makrozoobenthos	61
5.2.2	Diatomeen (historischer Vergleich)	61
<b>6</b>	<b>Zusammenführung Ergebnisse</b>	<b>64</b>
6.1	Zusammenhänge zwischen Biologie und Chemie	64
6.1.1	Einfluss chemischer Parameter auf das Makrozoobenthos	64
6.1.1.1	Zusammenhang zwischen Artenzusammensetzung und Versauerung (MZB)	67
6.1.2	Einfluss chemischer Parameter auf die Diatomeen	70
6.1.2.1	Zusammenhang zwischen Artenzusammensetzung und Versauerung (Diatomeen)	73
6.1.3	Vergleich des Einflusses der Chemie auf Makrozoobenthos und Diatomeen	76
6.2	Regionale Zusammenhänge zwischen Biologie und Chemie	79
6.3	Zusammenhänge zwischen den Kompartimenten	80
6.3.1	Vergleich aller Kompartimente	80
6.3.2	Vergleich von Fließgewässer (Zu- bzw. Abläufe) und See	83
6.3.3	Vergleich von Niederschlag, Sickerwasser und Grundwasser	84
<b>7</b>	<b>Zusammenfassung der Erkenntnisse</b>	<b>87</b>
<b>8</b>	<b>Literatur</b>	<b>89</b>

# 1 Versauerung der Gewässer

Erst in den 1970er Jahren konnte die Versauerung von Gewässern als ein internationales Phänomen der Luftverschmutzung nachgewiesen werden. In Skandinavien waren die Auswirkungen bereits in den 1950er- und 1960er Jahren in Form von zunächst unerklärlichen Fischsterben spürbar. Es dauerte jedoch einige Zeit, bis festgestellt wurde, dass über lange Distanzen transportierte Luftschadstoffe die Ursache sind und besonders Gebiete schädigen, deren pufferschwache Böden die eingetragenen Säuren nicht ausreichend neutralisieren können. Maßgebliche Verursacher der Gewässerversauerung sind Säurebildner wie Schwefeldioxid ( $\text{SO}_2$ ) und oxidierte Stickstoffverbindungen ( $\text{NO}_x$ ) aus Industrie, Haushalt und Verkehr. Eine dritte wesentliche Emissionsquelle stellen Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft dar. Die möglichen Auswirkungen der Versauerung betreffen alle Kompartimente des natürlichen Wasserkreislaufs.

Der Eintrag von Säurebildnern über den Niederschlag zieht komplexe Veränderungen der Wasserqualität im Boden, Grundwasser und den Oberflächengewässern nach sich. Darunter fallen ein Absinken des pH-Wertes und der Verlust an Säureneutralisationskapazität (Puffervermögen). Diese Veränderungen bewirken schließlich einen Anstieg von Säure- und Metallkonzentrationen im Wasser, welcher sowohl die menschliche Gesundheit (Trinkwasser), als auch die Gewässerökosysteme (Fauna und Flora), schädigen können.

Die in Bayern von Versauerung betroffenen Bereiche befinden sich hauptsächlich in den höheren Lagen der Mittelgebirge mit silikatischem Untergrund. Eine weitere versauerungsfördernde Komponente ist häufig nicht standortgerechter, reiner Nadelwaldforst, der in mehrfach höherem Maße als Laubbäume in der Lage ist, Luftschadstoffe „auszukämmen“. Insgesamt weisen Böden unter Fichtenforsten eine starke ökosysteminterne Versauerungsneigung auf, wie sie unter ausgewogenen Laub- und Mischwaldbeständen kaum auftritt. Verbreitet liegen versauerte Böden zudem in Hanglagen und neigen deshalb zum schnellen Zwischenabfluss. In diesen Fällen kann das in geringem Maße vorhandene Puffervermögen der Böden nicht ausgeschöpft werden, so dass die Wässer nur schwach gepuffert in Fließgewässer und Seen gelangen.

Die von Versauerung betroffenen Gewässer sind meist abwasserfrei, saprobiell unbelastet und lassen oberflächlich betrachtet eine gute Gewässerqualität erwarten. Jedoch genügen für eine Schädigung aquatischer Biozönosen mitunter schon sehr kurzzeitige Versauerungsereignisse, die durch ungepufferten oberflächlichen Abfluss, etwa nach Schneeschmelze oder Starkregen ausgelöst werden können. Der im Gewässer wirksame Säurestress kann bei Gewässerorganismen zu Haut-, Organ- und Gewebeschädigungen sowie zur Verpilzung des Laiches von Fischen, Amphibien und tierischen wirbellosen Besiedlern des Gewässergrundes (Makrozoobenthos) führen. Infolgedessen kommt es zu Beeinträchtigungen bis hin zum Verlust ganzer Populationen in Fließgewässern und Seen. Auch die im Boden durch Säure mobilisierten Schwermetalle und Aluminiumionen können Gewässerorganismen schädigen.

Die Auswirkungen der Versauerung wurden durch das Monitoring geeigneter chemischer Parameter dokumentiert, ergänzt durch biologische Methoden bzw. Bioindikatoren für die betroffenen Oberflächengewässer. Entsprechende Untersuchungen führt das Bayerische Landesamt für Umwelt seit über 25 Jahren durch. Im Rahmen eines Projektes wurden die gesammelten Daten in einer medienübergreifenden analysiert und bewertet, so dass neben der Einzelbetrachtung sämtlicher Umweltkompartimente auch die komplexen Wechselwirkungen untereinander beschrieben werden. Der vorliegende Bericht fasst die gewonnenen Erkenntnisse zusammen.

## 1.1 Historische Entwicklung der Versauerung in Bayern

Seit vielen Jahrzehnten werden in Bayern verschiedenste Monitoring-Aktivitäten zur Überwachung der Gewässer durchgeführt. Zur Ermittlung der von Versauerung besonders betroffenen Regionen fand für den Parameter pH-Wert eine vollständige Auswertung des gesamten in den zentralen Datenbanken des LfU befindlichen Datenbestands für das Grundwasser, die Fließgewässer und die Seen statt.

Um einen ersten Überblick über die Entwicklung des pH-Wertes geben zu können, wurden die Daten in vier Zeitabschnitte unterteilt: 1975-1984, 1985-1994, 1995-2004 und 2005-2013. Die Anzahl der untersuchten Stellen hat sich in den genannten Zeiträumen stark erhöht, wodurch immer größere Gebiete in Bayern in die Betrachtung eingebunden werden. Die betroffenen Gebiete kristallisieren sich dadurch noch besser heraus (Abb. 1 - Abb. 3). Gleichzeitig lässt sich aber auch die Entwicklung der Versauerung auf Grundlage der Untersuchungsergebnisse für alle drei Kompartimente charakterisieren.

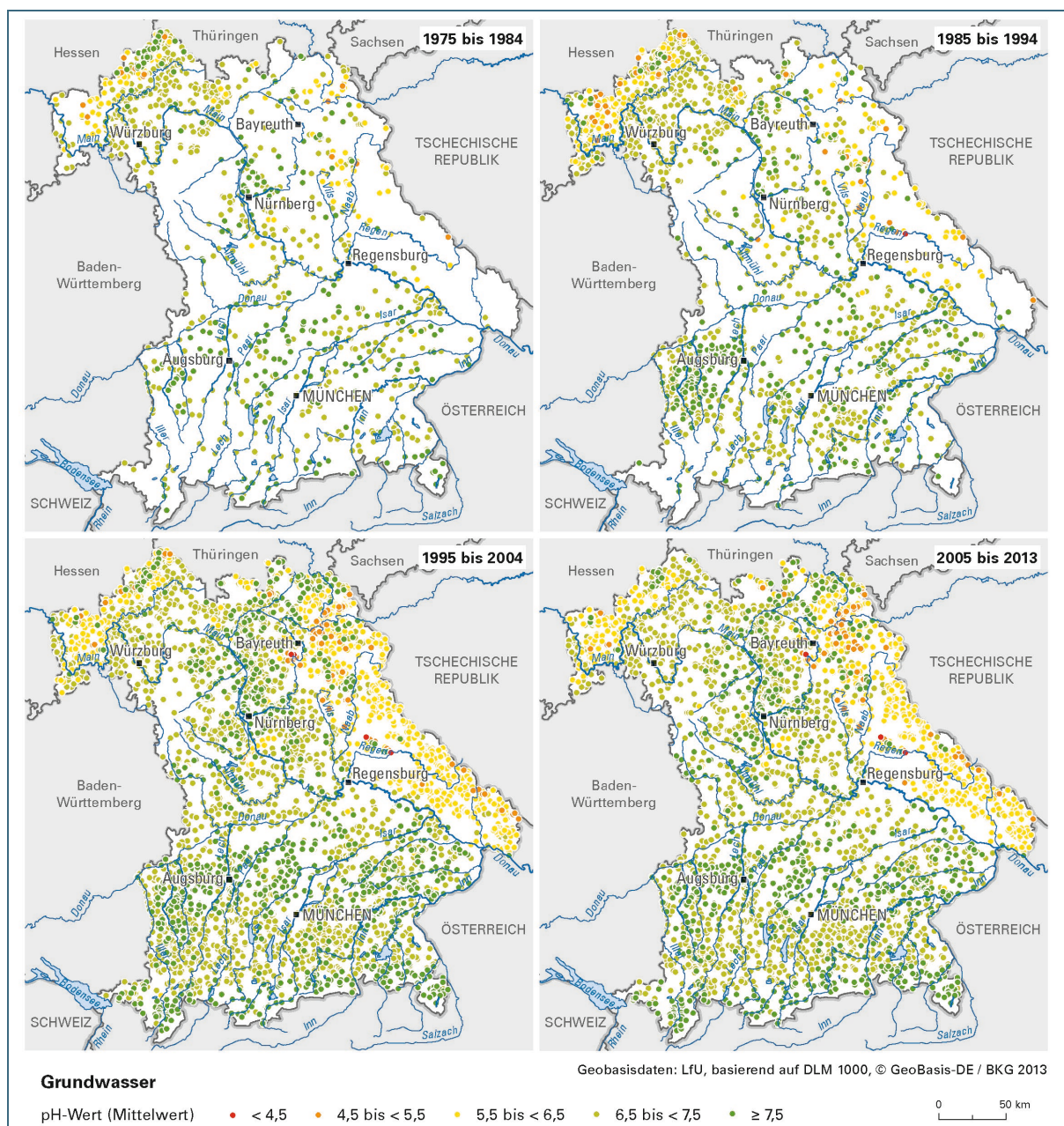


Abb. 1: Mittlere pH-Werte an Grundwassermessstellen in Bayern für die vier Zeitabschnitte 1975 bis 1984, 1985 bis 1994, 1995 bis 2004 und 2005 bis 2013.



Die Auswertung der mittleren pH-Werte des Grundwassers (Abb. 1) zeigt sehr deutlich die besonders von Versauerung betroffenen Regionen. Dies sind in Bayern im Nordwesten der Spessart sowie die Grenzregion zur Tschechischen Republik vom Frankenwald, über das Fichtelgebirge, Oberpfälzer Wald bis zum Bayerischen Wald. In diesen Gebieten liegen die pH-Werte des Grundwassers ca. eine pH-Einheit niedriger als im restlichen Bayern.

Unabhängig von den eigentlichen Messwerten spiegelt die räumliche Verteilung der Grundwassermessstellen (Abb. 1) auch die zeitliche Entwicklung des entsprechenden Monitorings in Bayern anschaulich wider. Während die Daten der ersten beiden Zeitabschnitte noch eine ausgeprägte Ungleichverteilung in Bayern mit Schwerpunkten z.B. in Unterfranken aufweisen, ist erst ab Ende der 1990er Jahre eine bessere räumliche Abdeckung gegeben. Dies hat jedoch zur Folge, dass der für Langzeituntersuchungen zur Versauerung relevante Zeitbereich vor 1989/90 bis heute nur durch eine sehr kleine Zahl von durchgängig beobachteten Messstellen beschrieben werden kann.

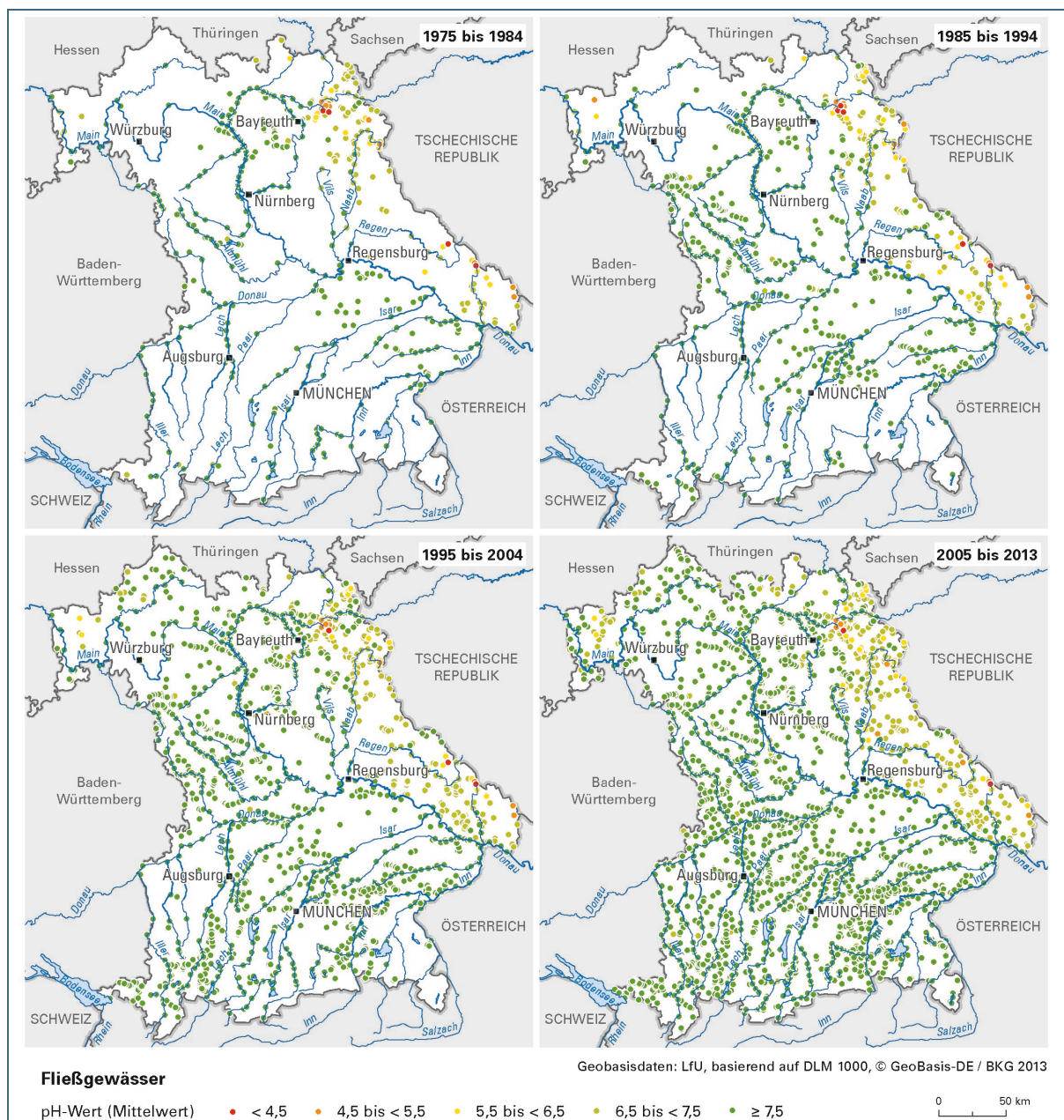


Abb. 2: Mittlere pH-Werte an Fließgewässermessstellen in Bayern für die vier Zeitabschnitte 1975 bis 1984, 1985 bis 1994, 1995 bis 2004 und 2005 bis 2013.

So weisen z.B. nur etwa 10% aller Messstellen mit pH-Daten im Zeitraum 1995-2004 auch Werte für die drei anderen Zehnjahreszeiträume auf. Eine zeitliche Änderung der pH-Werte über die vier Zeitabschnitte ist im Kartenbild daher nicht direkt erkennbar (vgl. Kap. 3).

Auch das Monitoring der Fließgewässer wurde im Untersuchungszeitraum stark verdichtet, so dass Bayern flächendeckend erfasst wird. Die von Versauerung betroffenen Regionen sind bei den Fließgewässern identisch zum Grundwasser (Abb. 2), wobei die Fließgewässer des Fichtelgebirges besonders stark von Versauerung betroffen sind. Dort finden sich Fließgewässer mit pH-Werten kleiner 4,5. Allerdings lässt sich bei den Fließgewässern über die vier Zeitabschnitte hinweg durchaus ein Trend der Erholung von der Versauerung erkennen.

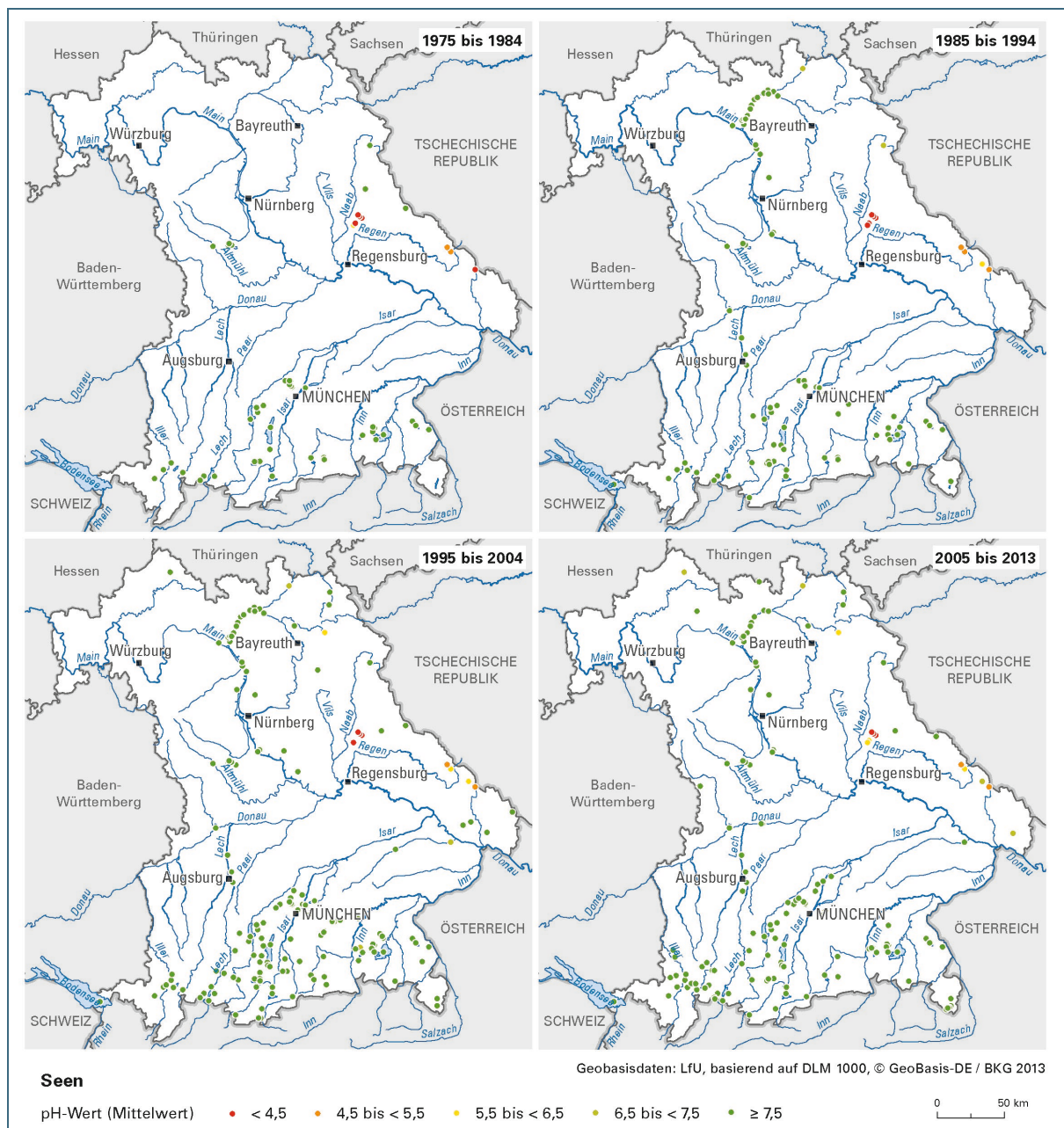


Abb. 3: Mittlere pH-Werte an Seennesmessstellen in Bayern für die vier Zeitabschnitte 1975 bis 1984, 1985 bis 1994, 1995 bis 2004 und 2005 bis 2013.

Eine große Zahl der bayerischen Seen liegt im Voralpenraum, welcher von Versauerung nicht betroffen ist (Abb. 3). Die wenigen Seen in den von Versauerung stark beeinflussten Gegenden, wie Fichtelgebirge und Bayerischer Wald, zeigen eine leichte Erholung der pH-Werte. Die sehr stark versauerten Seen nördlich von Regensburg sind Tagebaurestseen, welche aufgrund ihrer Geologie extrem saure pH-Werte aufweisen.

## 2 Methoden der Auswertung

Die zur Erstellung des Berichts herangezogenen Daten der untersuchten Messstellen wurden mit verschiedensten Verfahren geprüft, aufbereitet und ausgewertet. Die angewandte Methodik soll im Folgenden kurz vorgestellt werden.

### 2.1 Datenaufbereitung

Einige Messreihen sind seit deutlich mehr als 25 Jahren mit einer großen Anzahl an Probenahmen untersucht worden. Da sich in diesem Zeitraum sowohl die Methodik als auch das Datenmanagement verändert haben können, mussten die Daten zwingend auf ihre Plausibilität hin überprüft werden.

#### 2.1.1 Kontrolle und Plausibilisieren der Daten

Um eine gleichbleibend hohe Qualität der Daten sicherzustellen, wurden diese mittels folgenden Verfahren auf Plausibilität überprüft:

- Prüfung aller Messwerte nach deren Lage innerhalb eines plausiblen Wertebereichs (z.B. Wassertemperatur zwischen 0 und 20°C)
- Berechnung von Ionenbilanzen (sofern möglich) und Leitfähigkeiten (Vergleich zur gemessenen Leitfähigkeit) zur Detektion von Auffälligkeiten
- Überprüfung der Messreihe auf Ausreißer, mittels gleitenden Boxplot Tests (auch Prüfung saisonaler Abweichungen)

Sofern Messwerte als auffällig erkannt wurden, fand eine expertengestützte Überprüfung der Werte statt. Wurden die Messwerte nach dem Abgleich mit weiteren Parametern der Probe, der Messreihe insgesamt, und wo vorhanden dem Abfluss, noch immer als unplausibel eingestuft, so wurden diese von der Auswertung ausgeschlossen.

#### 2.1.2 Zusammenführen von Messreihen

Für die Auswertung der Fließgewässer- und Seendaten wurden bei einigen Parametern Abweichungen in der verwendeten Analysenmethodik unberücksichtigt gelassen, deren Einfluss auf das Ergebnis als nicht relevant betrachtet wurde. Im Wesentlichen handelte es sich dabei um Filtrationsschritte bei Sulfat, Chlorid und dem spektralen Absorptionskoeffizienten (436 nm) sowie bei den Alkali- und Erdalkalimetallen. Darüber hinaus wurden verwandte Parameter umgerechnet (z.B. Nitrat in Nitrat-N). Dadurch war es möglich, ansonsten bestehende Lücken in den Zeitreihen zu schließen.

Lagen Messwerte für einen Parameter sowohl filtriert als auch unfiltriert vor, so wurde nur der höherwertig eingestufte verwendet (z.B. gelöste Konzentrationsangaben wurden Gesamtkonzentrationen vorgezogen).

An den Messstellen des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) fand bei den Sickerwasseruntersuchungen zwischen 1995 und 2005 jeweils ein Austausch der Messsonden (Saugkerzen) statt. Um einen nahtlosen Übergang sicherzustellen, wurde diese ca. eine Jahr parallel betreiben. Die Messreihen beider Messsonden wurden unter Beibehaltung aller Datenpunkte ebenfalls zusammengeführt.



## 2.2 Berechnung von Indizes

Um den Versauerungszustand zu beschreiben, wurden neben üblichen und etablierten Indizes auch weitere berechnet. Darunter fallen die Alkalität [17] und der Schoen-Index ([22]; [21]):

$$\text{Alkalität:} \quad Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+ - SO_4^{2-} - NO_3^- - Cl^- \quad [mmol_c * l^{-1}]$$

$$\text{Schoen – Index:} \quad \frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{SO_4^{2-} + NO_3^-} \quad [mmol_c * l^{-1} / mmol_c * l^{-1}]$$

Im Rahmen des Projektes „25 Jahre Versauerungsmonitoring in Bayern“ wurde ein weiterer Index entwickelt, welcher den chemischen Zustand des Gewässers, im Hinblick auf die Versauerung, sehr gut beschreibt. Dieser Samowa-Index basiert auf dem Schoen-Index und wird wie folgt berechnet:

$$\text{Samowa – Index:} \quad Ln \left( \frac{Ca^{2+} + Mg^{2+} + KS_{4,3}}{SO_4^{2-} + NO_3^- + Al^{3+}} \right) * 3$$

An einer Vielzahl von Messstellen wurde die Messung von Natrium und Kalium erst gegen Ende der 1990er begonnen, und auch weitere Parameter wie Säurekapazität (pH 4,3) sind nicht an allen Messstellen kontinuierlich und lückenlos untersucht worden, daher wurden die Indices zwar berechnet, aber in diesem Bericht im weiteren Verlauf nicht zu Auswertungen herangezogen. Die Anwendung wurde ferner durch lückenhafte Zeitreihen für einige Messstellen erschwert.

## 2.3 Statistische Verfahren

Für eine statische Auswertung der biologischen Daten des Diatomeen- und Makrozoobenthosmonitorings wurde das Verfahren der nicht metrischen multidimensionalen Skalierung ([24]; [4]) angewandt.

Dabei wurde als qualitatives Ähnlichkeitsmaß der Bray-Curtis-Koeffizient [6] verwendet. Die Berechnung wurde mit der Software R und dem Paket „vegan“ vorgenommen. Das Paket stellt R statistische Methoden für die Ökologie von Lebensgemeinschaften zur Verfügung.

Das Verfahren der nicht metrischen multidimensionalen Skalierung nähert sich dem Ergebnis iterativ an. Wenn sich als Lösung immer wieder das gleiche räumliche Muster ergibt, so wird von einer stabilen Lösung gesprochen. Für die durchgeführten Berechnung (vier Dimensionen) ergaben sich jeweils stabile Lösungen mit folgenden Eigenschaften: Diatomeen (Stress: 0,12; Non-metric fit  $R^2=0,98$ ; linear fit  $R^2=0,89$ ) und Makrozoobenthos (Stress: 0,14; Non-metric fit  $R^2=0,98$ ; linear fit  $R^2=0,86$ ).

### 3 Versauerungsmonitoring in Bayern

Die zur Auswertung herangezogenen Messstellen befinden sich in den von Versauerung besonders stark betroffenen Gebieten. Für Fließgewässer und Seen existiert ein eigenes Monitoringprogramm mit jeweils 26 bzw. 4 Messstellen (Tab. 1). Für eine kompartimentübergreifende Auswertung sind besonders die Messstellen des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) ideal, da an ihnen vom Niederschlag über das Sickerwasser, das Grundwasser, die Quelle bis zum Fließgewässer, alle Kompartimente untersucht werden. Ergänzend zu den Grundwassermessstellen des IHM wurden 6 weitere Messstellen aus dem wasserwirtschaftlichen Gesamtdatenbestand herangezogen.

Tab. 1: Ausgewertete Messstellen der Seen, Fließgewässer, dem Grundwasser und des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM).

Mst.-Nr.	Gewässer	Messstellenname	Kompartiment	Naturraum
2010	Arbersee	Arbersee	See	Bayerischer Wald
2014	Kleiner Arbersee	Seemitte	See	Bayerischer Wald
2054	Rachelsee	tiefste Stelle	See	Bayerischer Wald
2221	Trinkw. Frauenau	Entnahmeturm	See	Bayerischer Wald
8150	Kleiner Regen	oberhalb der Vorsperre	Fließgewässer	Bayerischer Wald
8153	Kleiner Rachelbach	ca. 1068 m	Fließgewässer	Bayerischer Wald
8156	Hirschbach	oberhalb der Vorsperre	Fließgewässer	Bayerischer Wald
8261	Hochfallbach	oberhalb Schönbach 720 üNN	Fließgewässer	Bayerischer Wald
8330	Seebach	Ablauf kleiner Arbersee	Fließgewässer	Bayerischer Wald
8331	Seebach	vor Münd. See, recht. Zulauf	Fließgewässer	Bayerischer Wald
8338	Arbersee Zulauf	vor Münd. See, link. Zulauf	Fließgewässer	Bayerischer Wald
10746	Boebracher Bach	oberhalb Boebrach	Fließgewässer	Bayerischer Wald
11784	Seebach	vor der Mündung Taferlruck	Fließgewässer	Bayerischer Wald
11787	Nördli. Seewandbach	oberhalb Rachelsee Nord	Fließgewässer	Bayerischer Wald
11788	Westlicher Seewandbach	oberhalb Rachelsee West	Fließgewässer	Bayerischer Wald
11790	Vorderer Schachtenbach	vor der Seebach-Mündung	Fließgewässer	Bayerischer Wald
11793	Hinterer Schachtenbach	vor Mündung bei Taferlruck	Fließgewässer	Bayerischer Wald
11801	Grosse Ohe	Taferlruck Messstation	Fließgewässer	Bayerischer Wald
11838	Sagwasser	oberhalb Weidhütte	Fließgewässer	Bayerischer Wald
13362	Schimmelbach	BR FORSTSTR.PLECKENST	Fließgewässer	Bayerischer Wald
4772	Fichtelnaab	oberhalb Neubau SR17	Fließgewässer	Fichtelgebirge
13396	Weisser Main	oberhalb Karches SR 2	Fließgewässer	Fichtelgebirge
22837	Eger	oberhalb Voitsumra SR14	Fließgewässer	Fichtelgebirge
22875	Birkenbach	ob. Meierhof, Forsthaus SR11	Fließgewässer	Fichtelgebirge
23088	Zinnbach	beim Silberhaus SR 5	Fließgewässer	Fichtelgebirge
23081	Roeslau	ob. Vordorfermühle SR 8	Fließgewässer	Fichtelgebirge
4550	Tirschenreuther Waldnaab	750m oh. Naab, Wald. Fischt.	Fließgewässer	Oberpfälzer Wald
4553	Tirschenreuther Waldnaab	unterhalb Grenzübertritt CZ	Fließgewässer	Oberpfälzer Wald
22376	Aschaff	unterhalb Quellbereich	Fließgewässer	Spessart
22619	Speckkahl	unterhalb östl. Quellbach	Fließgewässer	Spessart
4120684400017	-	Quelle 20, Koppenwald u. 1	Grundwasser	Bayerischer Wald
4120724800003	-	Quelle 1 Pleckenstein	Grundwasser	Bayerischer Wald
1131593700086	-	WEISSENSTADT 12A	Grundwasser	Fichtelgebirge
4120583700025	-	Hallmeyer - Quelle	Grundwasser	Fichtelgebirge
4110582200001	-	Brunnen Bieberfeld	Grundwasser	Spessart
4120602200006	-	Mühlseequelle	Grundwasser	Spessart
IHM Bayrischer Wald	Markungsgraben	IHM Bayrischer Wald	Fließgewässer	Bayerischer Wald
IHM Bayrischer Wald	-	IHM Bayrischer Wald	Grundwasser	Bayerischer Wald
IHM Bayrischer Wald	-	IHM Bayrischer Wald	Deposition	Bayerischer Wald
IHM Bayrischer Wald	-	IHM Bayrischer Wald	Sickerwasser	Bayerischer Wald
IHM Fichtelgebirge	Lehstenbach	IHM Fichtelgebirge	Fließgewässer	Fichtelgebirge
IHM Fichtelgebirge	-	IHM Fichtelgebirge	Grundwasser	Fichtelgebirge
IHM Fichtelgebirge	-	IHM Fichtelgebirge	Deposition	Fichtelgebirge
IHM Fichtelgebirge	-	IHM Fichtelgebirge	Sickerwasser	Fichtelgebirge
IHM Hochspessart	Metzenbach	IHM Hochspessart	Fließgewässer	Spessart
IHM Hochspessart	-	IHM Hochspessart	Grundwasser	Spessart
IHM Hochspessart	-	IHM Hochspessart	Deposition	Spessart
IHM Hochspessart	-	IHM Hochspessart	Sickerwasser	Spessart

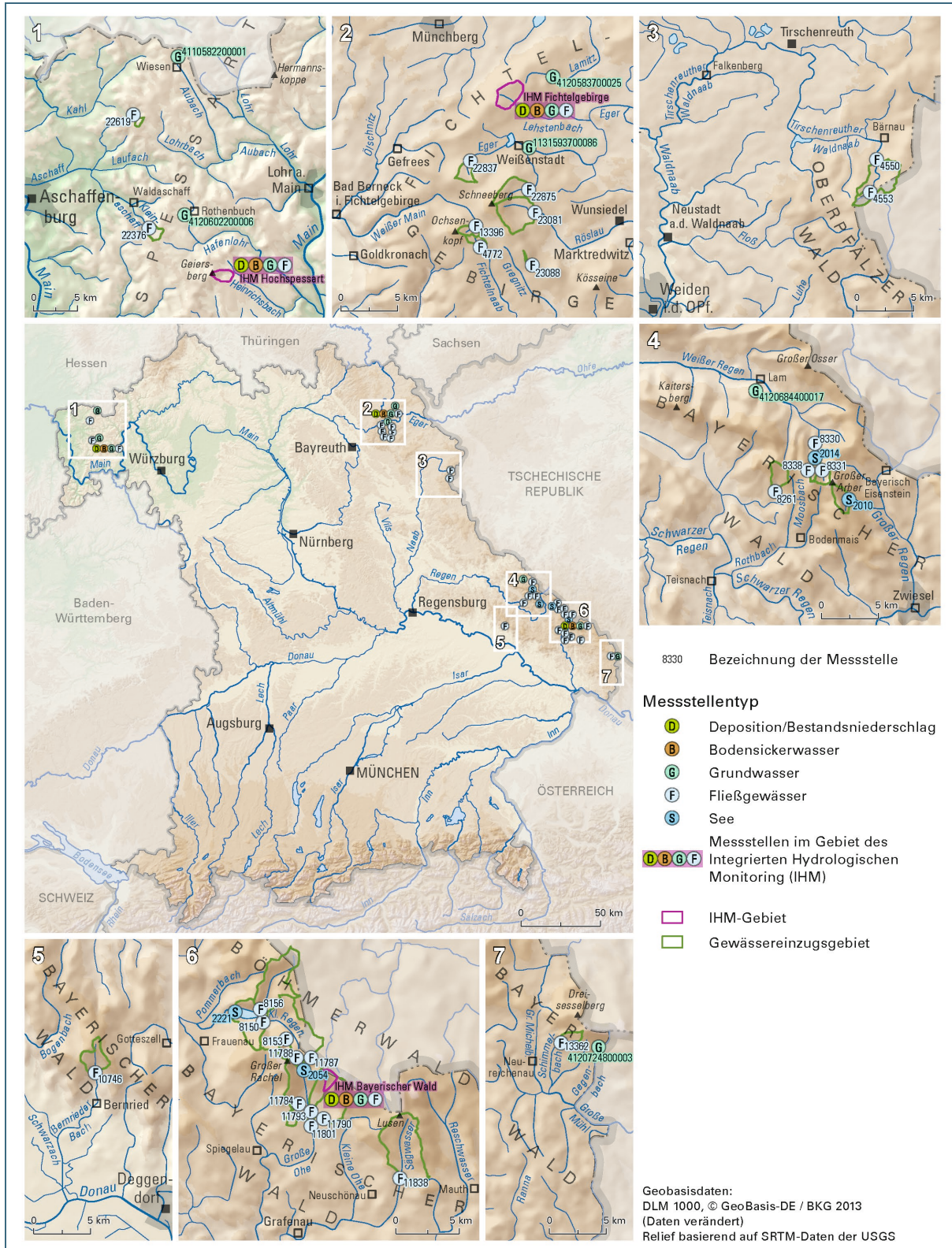


Abb. 4: Räumliche Lage der ausgewerteten Messstellen.

Die räumliche Lage der in Tab. 1 aufgelisteten Messstellen ist in Abb. 4 dargestellt.

Das Spektrum an chemischen Parametern welches an allen ausgewerteten Messstellen analysiert wurde ist in Tab. 2 aufgelistet. An den Messstellen des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) wurden darüber hinaus zusätzliche Parameter analysiert.



Parameter
pH-Wert, Leitfähigkeit, Temperatur
Säurekapazität (pH 4,3), Basenkapazität (pH 8,2)
Aluminium
Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium
Sulfat, Nitrat, Chlorid
Spektraler Absorptionskoeffizient (254 nm)
Kieselsäure
<i>Nur an den IHM Standorten</i>
TOC, o-PO <sub>4</sub> , Fluorid, Nitrit, Ammonium
Eisen, Mangan, Blei, Cadmium, Nickel, Zink

Tab. 2:  
Im Rahmen des chemischen Monitorings analysierte Parameter.

### 3.1 Integriertes Hydrologisches Monitoring (IHM)

Im Rahmen des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) erfolgt seit Ende der 1980er Jahre in drei bewaldeten Kleineinzugsgebieten im Spessart, Fichtelgebirge und Bayerischen Wald (Abb. 1) eine medienübergreifende Beobachtung des Wasser- und Stoffhaushaltes. Während im Fichtelgebirge und Bayerischen Wald ein Fichtenbestand untersucht wird, liegt das Monitoringgebiet im Spessart in einem Buchenwald. Die Messungen zeichnen den Weg der eingetragenen Stoffe über Niederschlag, Bodenpassage (Sickerwasser) und Grundwasser bis in die Fließgewässer nach und beziehen auch die örtliche Wasserversorgung mit ein. Ursprüngliches Ziel der Messungen war es, in den von der Versauerung besonders stark betroffenen Regionen Bayerns, die Folgen des sauren Regens auf die Wasserressourcen zu überwachen. Zwischenzeitlich kamen weitere Fragestellungen hinzu, z. B. im Hinblick auf die wasserwirtschaftlichen Auswirkungen von Extremereignissen wie Kyrill 2007, oder die möglichen Folgen des Klimawandels. Wichtigste Aufgabe des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) ist ein kompartimentübergreifendes Monitoring zur Dokumentation von Langzeitentwicklungen des Wasser- und Stoffhaushalts.

An den drei Standorten des Integrierten Hydrologischen Monitorings finden jeweils Untersuchungen in folgenden Kompartimenten statt:

- Niederschlag (Freiland- und Bestandsniederschlag); im IHM ist der Bestandsniederschlag derjenige Niederschlag, der durch das Kronendach der Bäume auf den Waldboden bzw. in die Auffangbehälter (Bulk-Sammler) fällt. Im Spessart zählt auch der Stammabfluss (das Wasser, das am Stamm entlang zu Boden fließt) dazu.
- Sickerwasser (50 bis 450 cm Tiefe); wird mittels Saugkerzen (feinkeramischer Hohlkörper) beprobt. Durch Anlegen eines Unterdrucks (max. 300 hPa) wird das Bodenwasser durch die Keramik gesaugt.
- Grundwasser (inklusive Rohwasser)
- Quelle
- Fließgewässer

Niederschlag und Fließgewässer werden 26-mal im Jahr, Quellen und Sickerwasser 13-mal im Jahr und Grund- und Rohwasser 4-mal im Jahr qualitativ beprobt.

Zudem werden die Niederschlagsmengen, Quellschüttungen und der Abfluss aus dem Einzugsgebiet gemessen, so dass auch Bilanzbetrachtungen für die Gebiete möglich sind. Im Folgenden sollen die regionalen Besonderheiten der drei IHM Messstellen kurz beleuchtet werden.

### 3.1.1 IHM Hochspessart

Das Wassereinzugsgebiet Metzenbach liegt im Lee des Geiersberges, der höchsten Erhebung im Spessart. Es erstreckt sich von 385 bis 586 m ü. NN mit einer Fläche von 2,4 km<sup>2</sup> (Abb. 5). Das in West-Ost-Richtung verlaufende Metzenbachtal weist mit einer mittleren Hangneigung von 20% relativ steile Talflanken auf. Es ist von den bis zu 190 m mächtigen Schichten des Buntsandsteins geprägt. Er wird aus Sandstein-Tonstein-Wechselfolgen aufgebaut.

Das Wassereinzugsgebiet ist zu 96 % mit Wald bestockt, 4% entfallen auf Wiesen. Von den 96% entfallen 71 % auf Laubwald (81% Buche, 19% Eiche), 18 % auf Fichte, 7 % auf Mischwald. Die potentiell natürliche Pflanzengesellschaft ist auf Grund der Standortverhältnisse ein Hainsimsen-Buchenwald.

Die Wasserbilanzgrößen wurden mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell GWN-BW für den Zeitraum 1981-2010 in mm/a berechnet. Die mittlere Niederschlagshöhe beträgt dabei 1020 mm/a, die Verdunstung 530 mm/a, der Gebietsabfluss 490 mm/a. Auf die Grundwasserneubildungsrate, als unterirdischer Teil des Gebietsabfluss entfallen 210 mm/a.

Der Gebietsabfluss wird am Pegel nicht vollständig erfasst. Wie im Buntsandstein-Spessart häufig beobachtet werden kann, entwässern höher liegende Gebiete zum Teil unterirdisch in tieferliegende Einzugsgebiete bis hin in das Maintal [16].

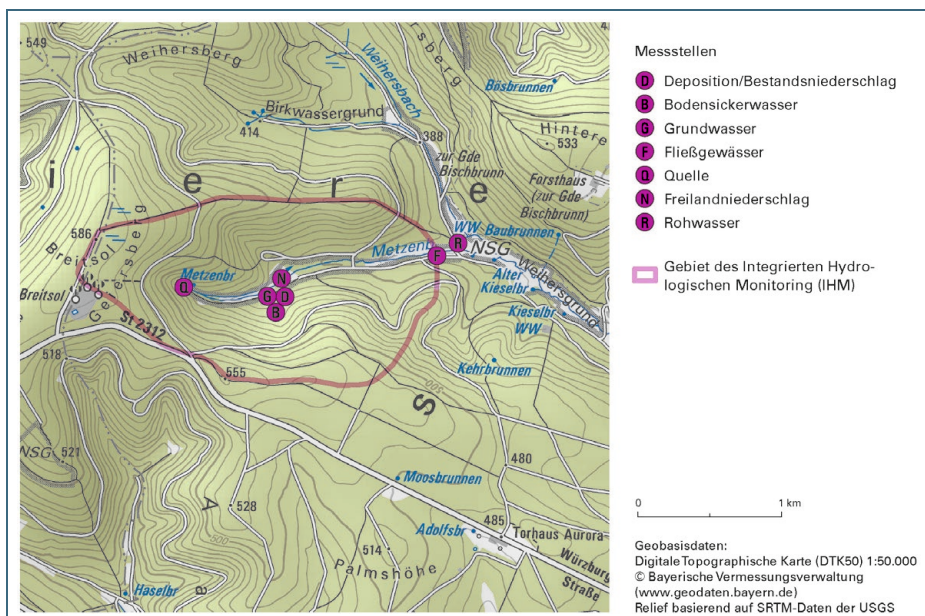


Abb. 5: Lage der einzelnen Untersuchungsstellen im Einzugsgebiet des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) Hochspessart.

### 3.1.2 IHM Bayerischer Wald

Die Messeinrichtungen des Integrierten Hydrologischen Monitorings liegen im Bayerischen Wald im Bereich des Nationalparks zwischen Rachel und Lusen (Abb. 6). Das Einzugsgebiet ist 1 km<sup>2</sup> groß und erstreckt sich über einen Höhenbereich von 890 bis 1355 m Höhe über NN bis an die deutsch-tschechische Grenze. Es ist südwest-exponiert und hat ein ausgeprägtes Relief mit einer mittleren Hangneigung von 27 %. Das Gebiet ist geprägt von Graniten und Gneisen.

Die Wasserbilanzgrößen wurden mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell GWN-BW für den Zeitraum 1981-2010 in mm/a berechnet. Die mittlere Niederschlagshöhe beträgt 1680 mm/a, die Verdunstung 660 mm/a, der Gebietsabfluss 1020 mm/a und auf die Grundwasserneubildungsrate, als unterirdische Komponente des Gebietsabflusses, entfallen 540 mm/a.

Da sich das Einzugsgebiet im Kerngebiet des Nationalparks befindet, können natürliche Prozesse ungehindert ablaufen, so dass Mitte der 90iger Jahre (1997) die komplette Einzugsgebietsfläche einer Borkenkäfergradation zum Opfer fiel. Der Totholzanteil im Einzugsgebiet lag bei 81 %, was nahezu der gesamten mit Fichten bestockten Fläche entsprach. Mittlerweile haben sich die Bestände wieder erholt, wobei sich die Waldfläche zu einem naturnahen Bergmischwald entwickelt.

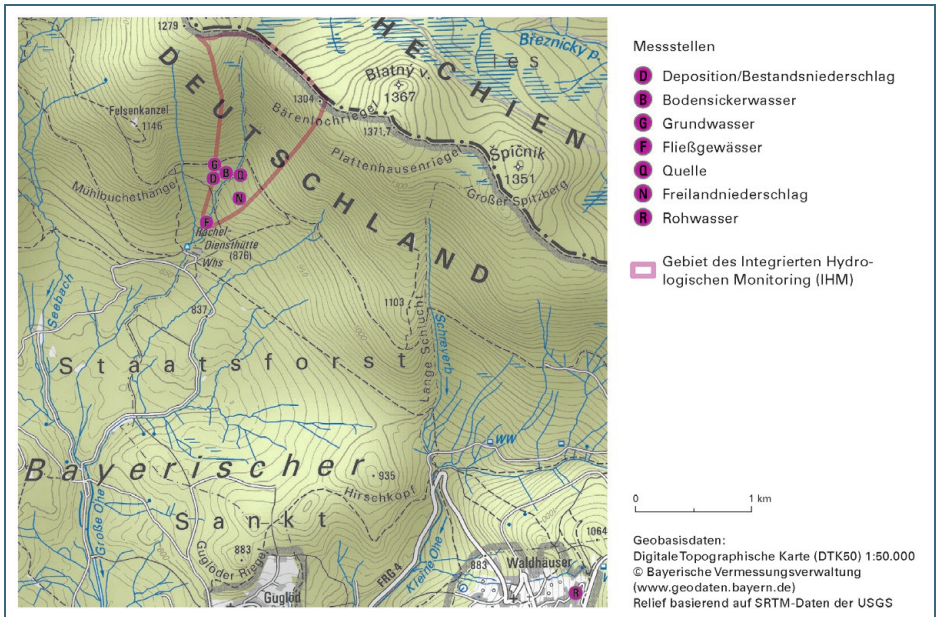


Abb. 6: Lage der einzelnen Untersuchungsstellen im Einzugsgebiet des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) Bayerischer Wald.

### 3.1.3 IHM Fichtelgebirge

Das Einzugsgebiet liegt im Waldsteinzug des nördlichen Fichtelgebirgsbogens und ca. 30 km nordöstlich von Bayreuth (Abb. 7). Es ist 3,7 km<sup>2</sup> groß und umfasst Höhenlagen von 694 – 877 m ü. NN. Das Wassereinzugsgebiet Lehstenbach bildet eine flache, nach Südosten entwässernde Mulde. Kern- und Randgranit bilden den geologischen Untergrund des Einzugsgebiets.

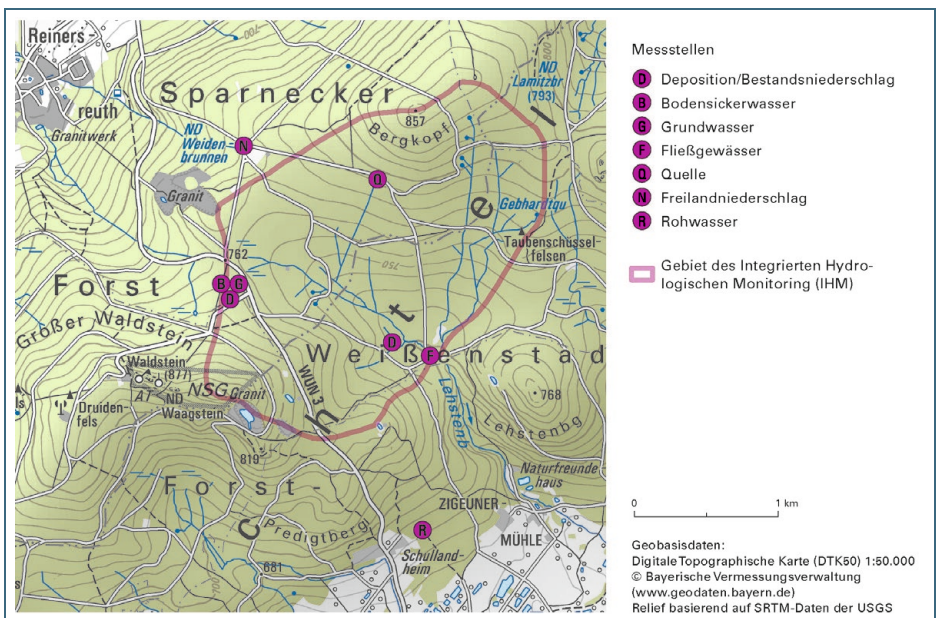


Abb. 7: Lage der einzelnen Untersuchungsstellen im Einzugsgebiet des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) Fichtelgebirge.



Die Wasserbilanzgrößen wurden mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell GWN-BW für den Zeitraum 1981-2010 in mm/a berechnet. Die mittlere Niederschlagshöhe beträgt 1100 mm/a, die Verdunstung 620 mm/a, der Gebietsabfluss 480 mm/a. Auf die Grundwasserneubildungsrate, als Teil des Gebietsabflusses, entfallen 210 mm/a.

Bis zum Orkan Kyrill (18./19.01.2007) herrschte auf der Bestandsfläche die Fichte vor. Durch Kyrill wurde der Bestand auf der Messfläche des Bestandniederschlags komplett vernichtet.

### 3.2 Grundwassermonitoring

Zusätzlich zu den Grundwasseruntersuchungen im Rahmen des IHM wurden im Umfeld der Untersuchungsgebiete jeweils zwei weitere Grundwassermessstellen ausgewählt.

Für die Auswahl der zusätzlichen Grundwassermessstellen wurden neben der vergleichbaren Lage noch folgende Kriterien herangezogen:

- Lange Zeitreihe
- Hohe Datendichte
- Ausreichende Parameterzahl

Die 6 gewählten Messstellen sind Tab. 1 zu entnehmen, die untersuchten Parameter Tab. 2.

### 3.3 Fließgewässermonitoring

Es werden aktuell 26 Monitoringstellen der Fließgewässer untersucht. Die Messstellen befinden sich in den Oberläufen der Gewässer welche am stärksten von Versauerung betroffen sind. Die Einzugsgebiete sind daher mit 0,1 bis 19,4 km<sup>2</sup> (Durchschnitt 4,5 km<sup>2</sup>) auch als eher klein einzuordnen. Die Parameter des chemischen Monitorings sind in Tab. 2 aufgelistet. Es finden alle 4 Wochen Untersuchungen statt. Die biologischen Untersuchungen an Diatomeen und Makrozoobenthos werden in der Regel alle 3 Jahre durchgeführt.

### 3.4 Seenmonitoring

Die Zahl der versauerten Seen in Bayern ist erfreulicherweise sehr gering. Neben den 4 Seen, welche sich im Monitoring befinden, käme nur noch der Fichtelsee im Fichtelgebirge als weiterer, durch atmosphärische Versauerung stark beeinflusster, See in Frage. Allerdings fanden an diesem vor ca. 20 Jahren umfangreiche Baumaßnahmen statt, die einen nicht unerheblichen Einfluss auf die chemischen Parameter hatten. Die jeweils vorliegenden Teil-Zeitreihen sind damit nicht mehr vergleichbar und somit für eine Trendentwicklung ungeeignet.

Die Parameter des chemischen Monitorings finden sich in Tab. 2. Der Probenahmezyklus sieht vier- bis sechsmalige Beprobung vor. Eine wünschenswerte monatliche Beprobung ist aufgrund der Höhenlage der Seen in den Wintermonaten nicht praktikabel.

## 4 Monitoring chemischer Parameter

In den nachfolgenden Kapiteln soll der Pfad der Versauerung vom Niederschlag über den Boden bzw. die Sickerpassage und das Grundwasser bis in die Fließgewässer und Seen verfolgt werden.

Für alle Messreihen der in Kapitel 3 vorgestellten Messstellen liegen Detailauswertungen vor (Digitaler Anhang). Diese (Abb. 8) beinhalten folgende Auswertungsgraphiken (von oben nach unten):

- Alle Einzelwerte der Messreihe inklusive des Trends für den Gesamtzeitraum und drei 10-Jahresabschnitten (links) sowie eine analoge Darstellung nach Jahreszeiten getrennt – Winter (Monate: 12=Dez., 1=Jan., 2=Febr.), Frühling (Monate: 3=März, 4=April, 5=Mai), Sommer (Monate: 6=Juni, 7=Juli, 8=Aug.) und Herbst (Monate: 9=Sept., 10=Okt., 11=Nov.) und einer Trendlinie ohne zusätzliche Information (rechts)
- Die Jahresmittelwerte der gesamten Messreihe (links) und nach Jahreszeiten getrennt (rechts), wobei dicke Punkte vollständige Jahresmittelwerte (Messungen in jedem Monat) und kleine Punkte unvollständige Jahresmittelwerte darstellen
- Boxplots für 5-Jahresintervalle, wobei der Zeitraum jeweils das Auswertungsjahr sowie zwei Jahre vor und nach diesem umfasst (links) und nach Jahreszeiten getrennt (rechts).
- Von links nach rechts werden hier dargestellt: Boxplot aller Messwerte; Boxplots der Zeitabschnitte inklusive signifikanter Änderungen nach Wilcoxon-Mann-Whitney ([28], [15],  $p < 0,05$ ); Boxplots nach Untersuchungsmonaten; Boxplots nach Jahreszeiten inklusive signifikanter Änderungen (Wilcoxon-Mann-Whitney-Test,  $p < 0,05$ ); Boxplots nach Zeitabschnitten und Jahreszeiten.

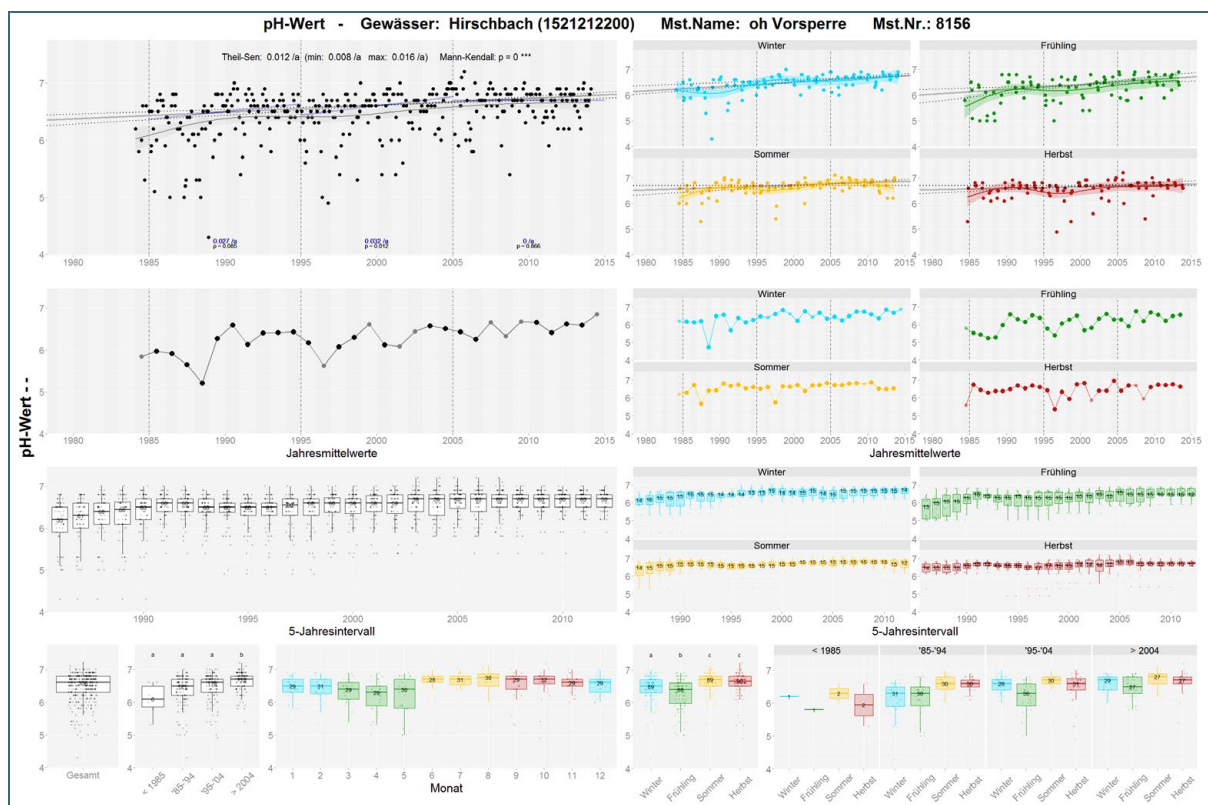


Abb. 8: Exemplarische Darstellung einer Detailauswertung für die Fließgewässer Messstelle Hirschbach und den Parameter pH-Wert.

Nachfolgend wird nur eine vereinfachte Form der Abbildung präsentiert werden, bestehend aus den einzelnen Messwerten und den Jahresmittelwerten.



## 4.1 Deposition

Auf den Messflächen des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) wird die chemische Zusammensetzung des Niederschlags im Freiland und im Bestand (unter den Bäumen) seit über 25 Jahren erfasst. Die Ergebnisse aller drei IHM-Standorte (Hochspessart, Bayerischer Wald und Fichtelgebirge) zeigen eine deutliche Erholung der pH-Werte im Niederschlag. Dieser Trend ist im Freilandniederschlag bereits gut zu erkennen (Abb. 9), im Bestandsniederschlag jedoch noch stärker ausgeprägt (Abb. 10). Die zu Beginn der Untersuchungen niedrigeren pH-Werte im Bestandsniederschlag sind durch den Auskämmeffekt des Nadelwalds zu erklären. Dieser bewirkt, dass Stick- und Schwefeloxide in beträchtlichem Maße aus der Atmosphäre entfernt werden und sich auf den Nadeloberflächen anreichern.

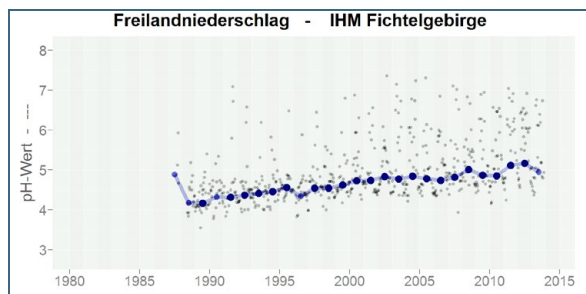


Abb. 9: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes im Niederschlag (Freiland) an der Messstelle des IHM im Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

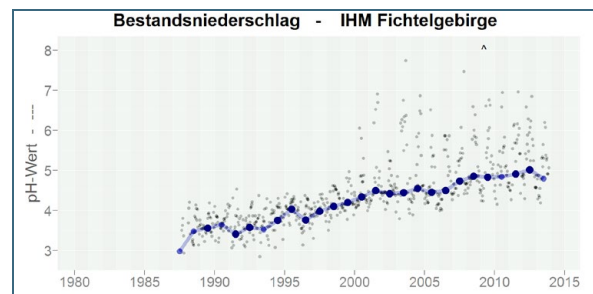


Abb. 10: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes im Niederschlag (Bestand) an der Messstelle des IHM im Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

Der steigende Trend beruht auf der Reduktion der Emission an Säurebildnern. Dies spiegelt sich auch in den Sulfat- und Nitratkonzentrationen im Bestandsniederschlag der drei IHM-Standorte wieder. Der Rückgang ist bei den Sulfatkonzentrationen (Abb. 11) mit Abnahmen von über 90% deutlicher ausgeprägt als bei den Nitratkonzentrationen im Bestandsniederschlag (Abb. 12). Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass ab den 1990er Jahren großflächig Entschwefelungsanlagen zum Einsatz kamen. Beim Vergleich der drei Standorte ist auffällig, dass das Konzentrationsniveau im Fichtelgebirge weit über dem der beiden anderen Standorte liegt. Dies ist der Nähe zur ehemaligen DDR und Tschechien und der dadurch bedingten Exposition gegenüber atmosphärischen Einträgen sowie der besonderen Topographie des Fichtelgebirges geschuldet.

Insgesamt lässt sich im Freiland- und Bestandsniederschlag eine sehr ausgeprägte Erholung im Laufe der letzten 25 Jahre erkennen, so dass die sauren Einträge in die Ökosysteme stark reduziert wurden. Dies ist die Basis für eine positive Entwicklung auch in anderen Umweltkompartimenten. Aktuell lässt sich für die atmosphärische Deposition standortunabhängig bereits eine Annäherung an vergleichbar niedrige Konzentrationsniveaus feststellen.

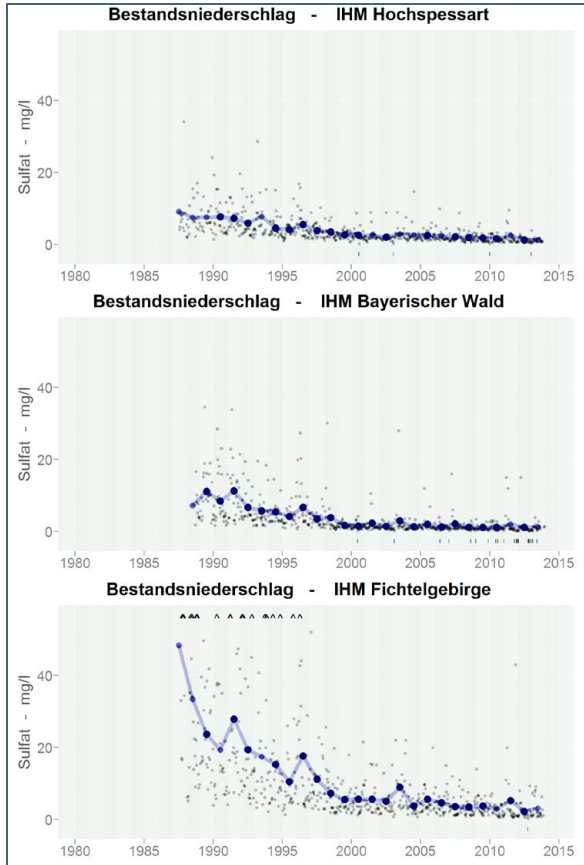


Abb. 11: Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentration im Niederschlag (Bestand) an den Messstellen des IHM im Hochspessart, Bayerischen Wald und Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

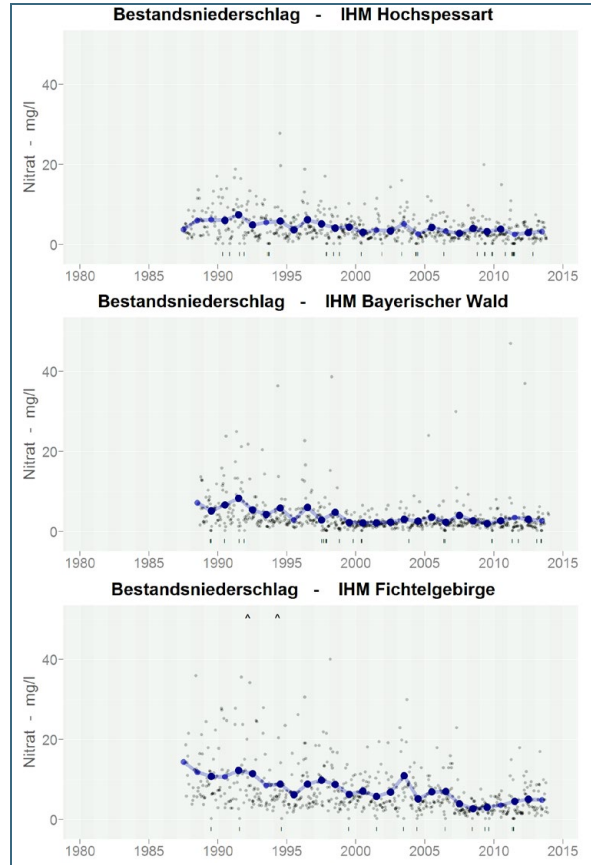


Abb. 12: Zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentration im Niederschlag (Bestand) an den Messstellen des IHM im Hochspessart, Bayerischen Wald und Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

## 4.2 Sickerwasser

Im Sickerwasser der Böden an den drei IHM-Standorten zeigen sich beim pH-Wert unterschiedliche Entwicklungen in Abhängigkeit von der Untersuchungstiefe. Im oberen Bodenbereich ist an allen Standorten eine Erholung der pH-Werte des Sickerwassers erkennbar (Abb. 13), während in tieferen Bodenschichten bisher kaum Änderungen im pH-Wert des Sickerwassers deutlich werden (Abb. 14).

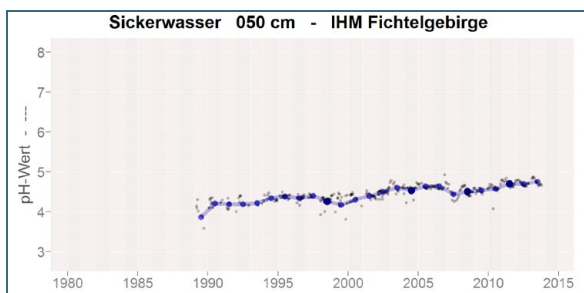


Abb. 13: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes im Sickerwasser (50 cm Tiefe) an der Messstelle des IHM im Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

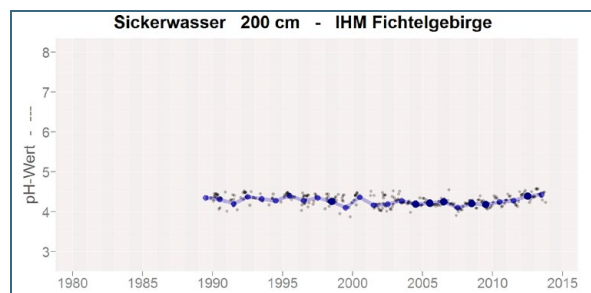


Abb. 14: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes im Sickerwasser (200 cm Tiefe) an der Messstelle des IHM im Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

Dies belegt, dass sich die Reduktion der Säureeinträge in den oberen Bodenschichten offensichtlich bereits bemerkbar macht, während die vollständige Mobilisierung der eingetragenen Säurebildner in der tieferen ungesättigten Zone noch zusätzliche Zeit benötigen wird.

Die Verringerung der Sulfateinträge spiegelt sich im Sickerwasser in 50 cm Tiefe deutlich wider (Abb. 15). An allen drei IHM-Standorten ist seit Beginn der 1990er Jahre eine starke Abnahme der Sulfatkonzentrationen erkennbar. Aktuell betragen diese nur noch 2-5 mg/l, so dass in Zukunft nur noch geringe weitere Abnahmen zu erwarten sind.

Die steigenden pH-Werte bewirken auch niedrigere Aluminiumkonzentrationen im Sickerwasser in 50 cm Tiefe (Abb. 16). Dieser Rückgang hat große Bedeutung für die Trinkwassergewinnung sowie Organismen in Böden und Gewässern, da Aluminium toxisch wirkt. Auffällig sind gelegentlich auftretende Konzentrationsspitzen in den Werteverläufen, welche durch Extremereignisse (z. B. Windwurf, Borkenkäferbefall) in den jeweiligen Gebieten ausgelöst werden.

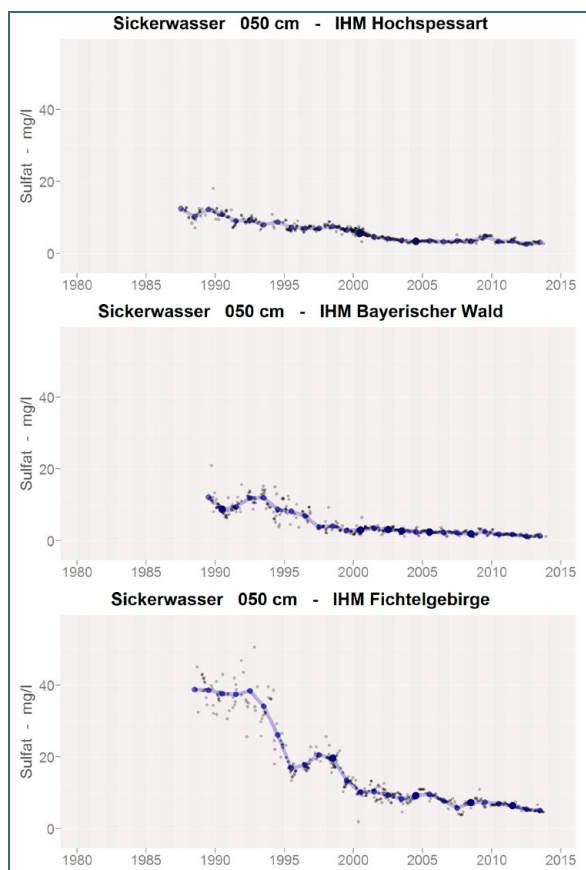


Abb. 15: Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentration im Sickerwasser (50 cm Tiefe) an den Messstellen des IHM im Hochspessart, Bayerischen Wald und Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

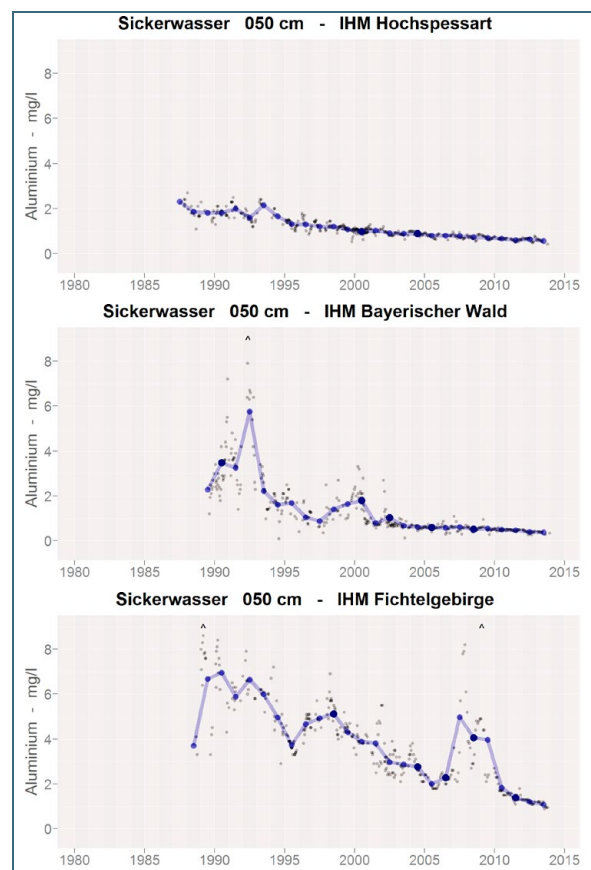


Abb. 16: Zeitliche Entwicklung der Aluminiumkonzentration im Sickerwasser (50 cm Tiefe) an den Messstellen des IHM im Hochspessart, Bayerischen Wald und Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

Ähnliche Trends weisen auch die Sulfat- und Aluminiumkonzentrationen in 200 cm Tiefe im Fichtelgebirge auf (Abb. 17 und Abb. 18). Jedoch liegt das aktuelle Niveau der Sulfatkonzentration in 200 cm Tiefe mit 15-20 mg/l (Abb. 17) noch deutlich über dem in 50 cm Tiefe. Das Niveau der Aluminiumkonzentration unterscheidet sich mit der Tiefe kaum. Auffällig ist hier, dass sich der durch den Sturm Kyrill ausgelöst Peak der Aluminiumkonzentration auch in tiefere Bodenschichten fortsetzt (Abb. 18).

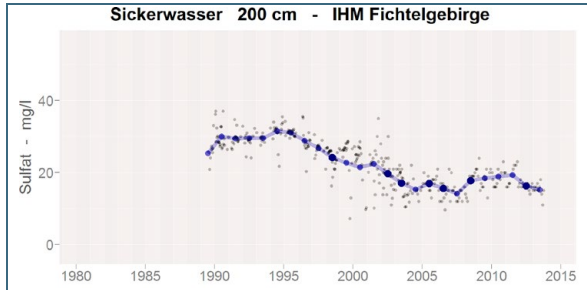


Abb. 17: Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentration im Sickerwasser (200 cm Tiefe) an den Messstellen des IHM im Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

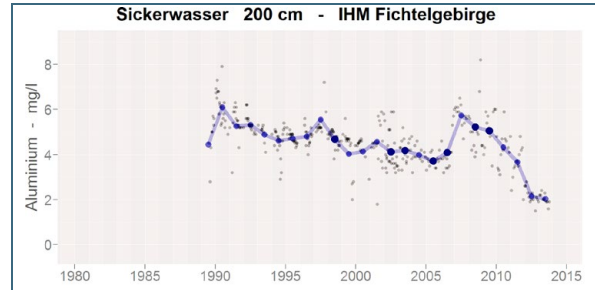


Abb. 18: Zeitliche Entwicklung der Aluminiumkonzentration im Sickerwasser (200 cm Tiefe) an den Messstellen des IHM im Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

### 4.3 Grundwasser

Im Gegensatz zu Niederschlag und Sickerwasser zeigt der pH-Wert des Grundwassers in Bayern insgesamt noch keine eindeutige Entwicklung. Betrachtet man gezielt die knapp 1700 Messstellen mit durchgängigen Datenreihen über die drei Zeitabschnitte 1985-1994, 1995-2004 und 2005-2013 (vgl. auch Kapitel 1.1), so zeigt sich auf den ersten Blick über alle pH-Klassen ein zeitlich unverändertes Bild ohne erkennbare Tendenz (Abb. 19, links). Einzige Ausnahme stellt bei genauerer Betrachtung die Klasse der stark sauren Messstellen ( $\text{pH} < 5,5$ ) dar, bei der eine leichte Erholungstendenz erkennbar ist (Abb. 19, rechts). Zu berücksichtigen ist dabei, dass in die Gesamtbetrachtung sowohl Brunnen und Quellen (vgl. Kap. 4.4), als auch Grundwassermessstellen im engeren Sinne eingegangen sind.

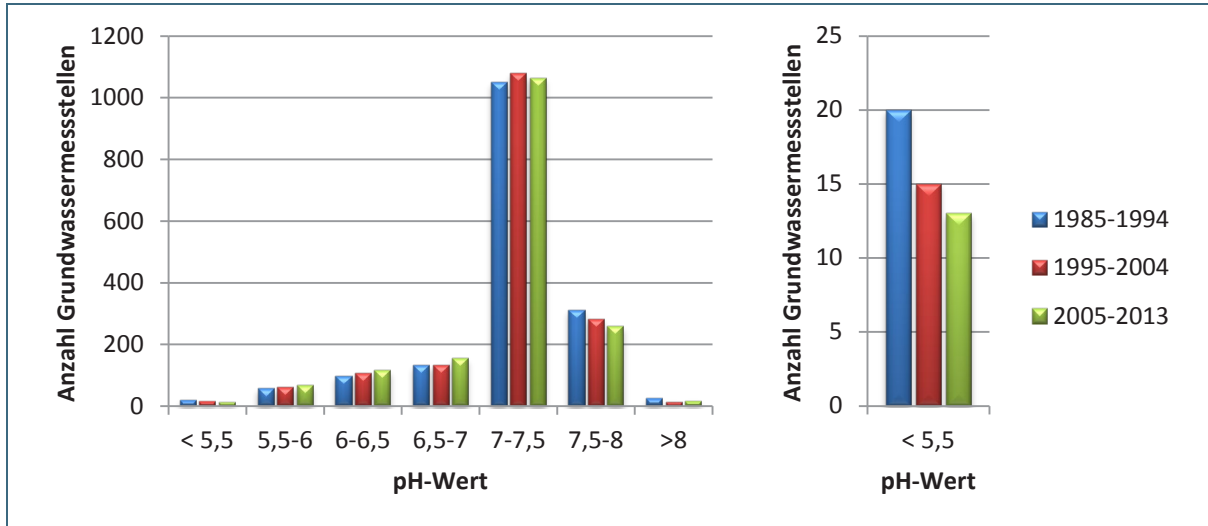


Abb. 19: Anzahl der Grundwassermessstellen in den aufgeführten pH-Klassen für drei Zeitabschnitte (1985-1994, 1995-2004 und 2005-2013).

Die zuvor beschriebene Entwicklung lässt sich in der Detailbetrachtung auch an den exemplarisch ausgewerteten Grundwassermessstellen (ohne Quellen, vgl. Kap. 4.4) des IHM im Spessart, Fichtelgebirge und Bayerischen Wald nachvollziehen. An den untersuchten Messstellen wird die Grundwasserbeschaffenheit durch die starken Rückgänge der sauren Deposition derzeit noch nicht in erkennbarer Weise beeinflusst. Eine klare Tendenz zur Erholung ist im zeitlichen Verlauf der pH-Werte bisher nicht zu erkennen (Abb. 20). Diese bewegen sich um ein relativ konstantes Niveau im Bereich von pH 5 bis 5,5 an allen drei IHM-Standorten. Ergänzend dazu wird im Folgekapitel (4.4) nochmals speziell auf die davon z.T. leicht abweichenden Entwicklungen an den beprobten Quellen eingegangen.

Die Sulfatkonzentrationen im Grundwasser verhalten sich ähnlich wie die pH-Werte (Abb. 21). Auch hier lassen sich im zeitlichen Verlauf keine bis geringe (Hochspessart) Änderungen erkennen. Dies zeigt sehr deutlich, dass Änderungen im Eintrag erst deutlich zeitverzögert im Grundwasser Wirkung zeigen. Das gegenüber den anderen beiden Naturräumen deutlich höhere Niveau der Sulfatkonzentrationen im Hochspessart hat auch geogene Ursachen, die in der stofflichen Zusammensetzung der Grundwasserleitergesteine (Buntsandstein) begründet sind. Demgegenüber war im Fichtelgebirge das Ausmaß der atmosphärischen Deposition deutlich höher als an den übrigen IHM-Standorten.

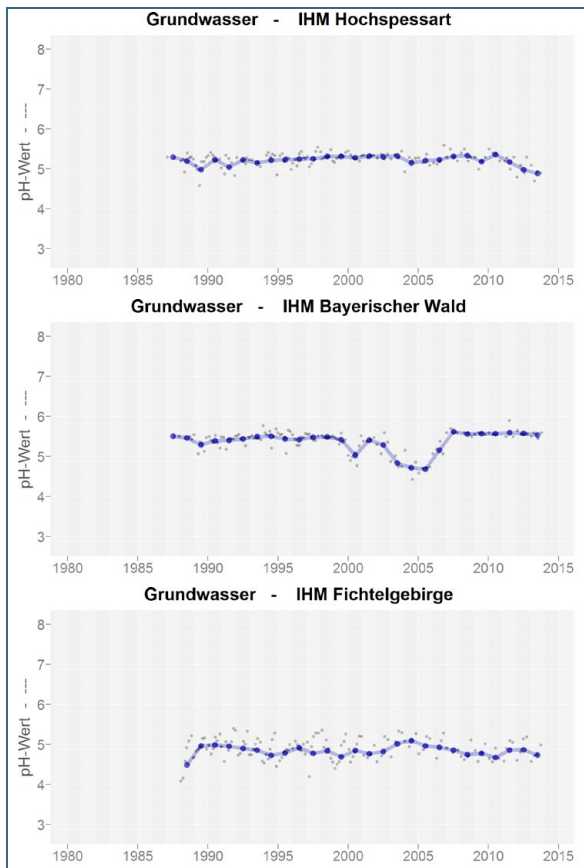


Abb. 20: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes im Grundwasser an den Messstellen des IHM im Hochspessart, Bayerischen Wald und Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

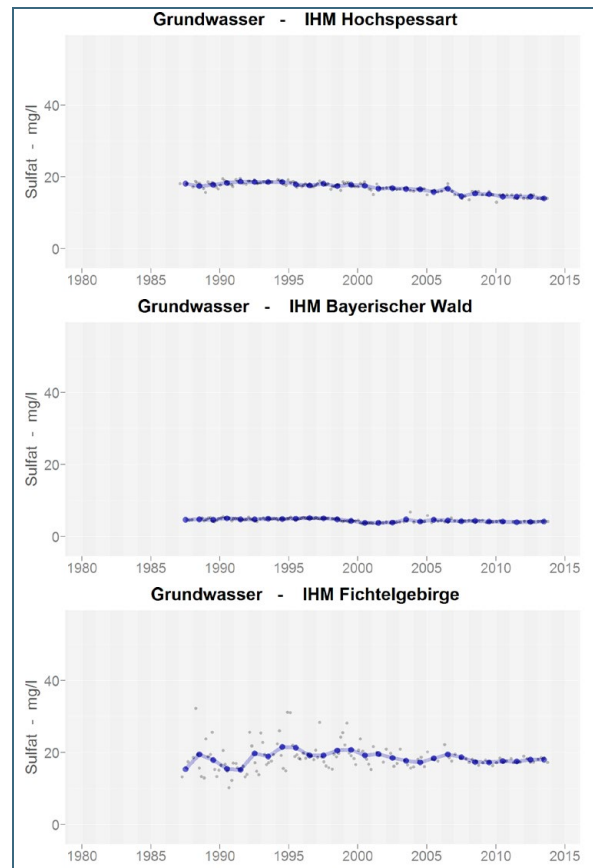


Abb. 21: Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentration im Grundwasser an den Messstellen des IHM im Hochspessart, Bayerischen Wald und Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

An den meisten der untersuchten Grundwassermessstellen bewegen sich die Aluminiumkonzentrationen auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau, deutlich unterhalb des Grenzwertes der Trinkwasserverordnung von 0,2 mg/l (Abb. 22). Einzig im Fichtelgebirge wird dieser Wert deutlich überschritten, wie am Beispiel der Grundwassermessstelle des IHM (Abb. 23) anschaulich beschrieben werden kann. Eine Tendenz zu sinkenden Aluminiumkonzentrationen zeichnet sich hier bislang nicht ab.



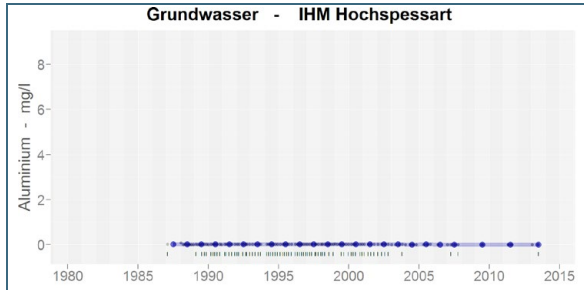


Abb. 22: Zeitliche Entwicklung der Aluminiumkonzentration im Grundwasser an der Messstelle des IHM im Hochspessart (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

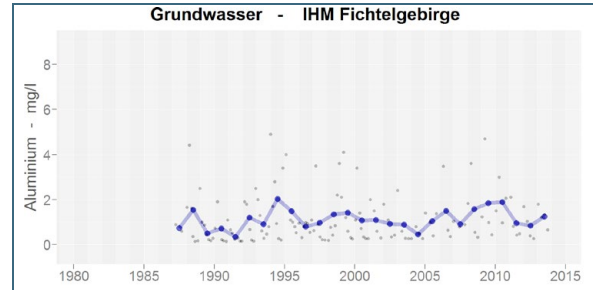


Abb. 23: Zeitliche Entwicklung der Aluminiumkonzentration im Grundwasser an der Messstelle des IHM im Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

#### 4.4 Quellen

Die Entwicklung von pH-Wert und Sulfatkonzentration an den Quellen des IHM ähnelt zum Teil der des Grundwassers, wobei die deutliche Erholungstendenz im oberflächennahen Bodensickerwasser (vgl. Kap. 4.2) an einzelnen Messstellen bereits Auswirkungen auf das Quellwasser zu haben scheint.

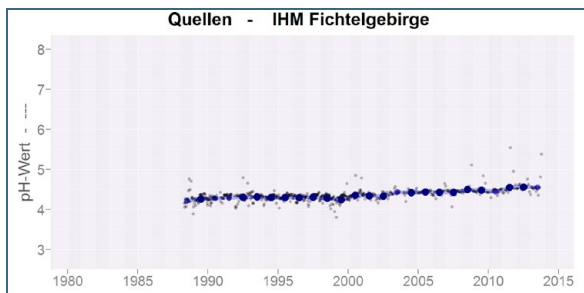


Abb. 24: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes im Quellwasser an der Messstelle des IHM im Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

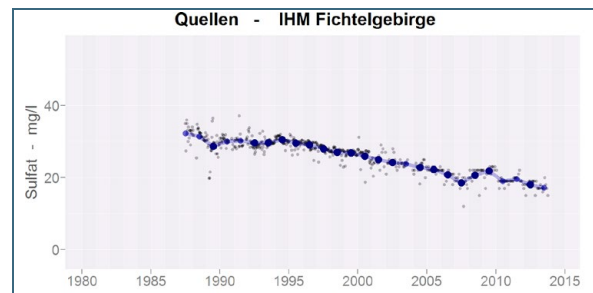


Abb. 25: Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentration im Quellwasser an der Messstelle des IHM im Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

An der IHM-Messstelle im Fichtelgebirge zeigt der pH-Wert des Quellwassers eine leichte Erholung über den untersuchten Zeitraum (Abb. 24). Diese lässt sich nur über die Änderungen im Sickerwasser des Bodens (Abb. 13) erklären und nicht über das konstante pH-Regime des Grundwassers (Abb. 20). Der Einfluss des Sickerwassers auf das Quellwasser ist auch deutlich am Rückgang der Sulfatkonzentration im Fichtelgebirge (Abb. 25) zu erkennen. An den beiden anderen IHM-Standorten ist die beschriebene Erholungstendenz in ähnlicher Art und Weise zu beobachten.

Störungen, wie zum Beispiel durch Windbruch, können ebenfalls deutliche Änderungen im Chemismus der Wässer hervorrufen. Im Bayerischen Wald fand Ende der 1990er Jahre ein großer Borkenkäferbefall statt, der das Absterben fast des gesamten Fichtenbestandes zur Folge hatte. Die daraus resultierenden Änderungen im Chemismus des Quellwassers der hier liegenden IHM-Messstelle lassen sich deutlich erkennen. Während der pH-Wert durch das Extremereignis nur sehr schwach beeinflusst wurde (Abb. 26), stiegen die Nitratkonzentrationen aufgrund des hohen Biomasseumsatzes in einem Zeitraum von mehr als 5 Jahren auf das Dreifache an, (Abb. 27). Dieser enorme Nitrataustrag bedingte wiederum eine sehr starke Erhöhung der Aluminiumkonzentration im selben Zeitraum (Abb. 28). Das Zunehmen von Aluminium- und Nitratkonzentration im Wasser hatte als Gleichgewichtsreaktion wiederum ein Absinken der Sulfatkonzentration zur Folge (Abb. 29). Dies zeigt sehr deutlich, welche

weitreichenden und nachhaltigen Folgen kurzfristige Extremereignisse auf den Chemismus der Wässer haben können.

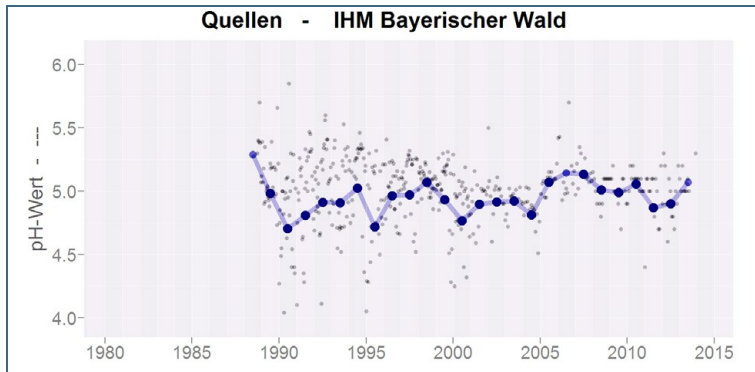


Abb. 26:  
Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes im Quellwasser an der Messstelle des IHM im Bayerischen Wald (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

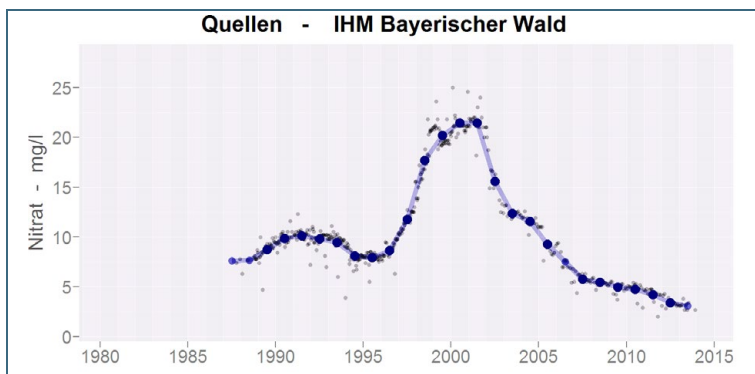


Abb. 27:  
Zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentration im Quellwasser an der Messstelle des IHM im Bayerischen Wald (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

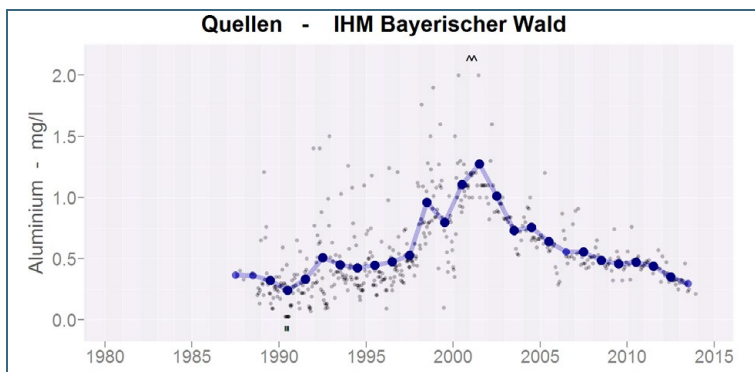


Abb. 28:  
Zeitliche Entwicklung der Aluminiumkonzentration im Quellwasser an der Messstelle des IHM im Bayerischen Wald (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

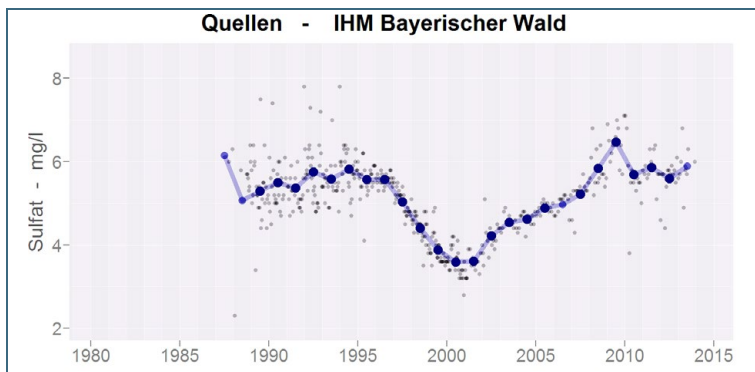


Abb. 29:  
Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentration im Quellwasser an der Messstelle des IHM im Bayerischen Wald (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

## 4.5 Fließgewässer

Die im Rahmen des Versauerungsmonitorings überwachten Fließgewässer zeigen alle Anzeichen einer Erholung. Die Änderungen beim pH-Wert finden allerdings in unterschiedlicher Geschwindigkeit und auf sehr verschiedenen Niveaus statt. Während beispielsweise der Hochfallbach im Bayerischen Wald bereits annähernd neutrale pH-Werte erreicht (Abb. 30), ist der Zinnbach im Fichtelgebirge noch immer stark versauert und erholt sich nur langsam (Abb. 31). Von den untersuchten Fließgewässern, ist der Zinnbach noch am stärksten versauert. Hierbei muss erwähnt werden, dass in seinem Einzugsgebiet zu früheren Zeiten Zinn abgebaut wurde. Der stark saure Zustand kann somit auch geogene Ursachen haben.

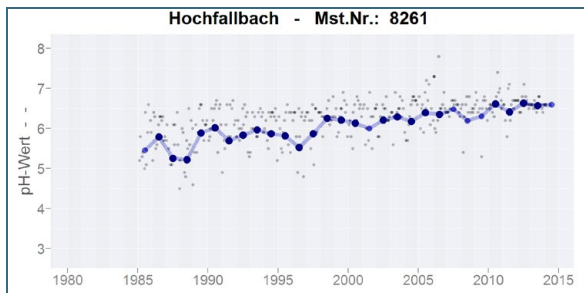


Abb. 30: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes im Fließgewässer Hochfallbach (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

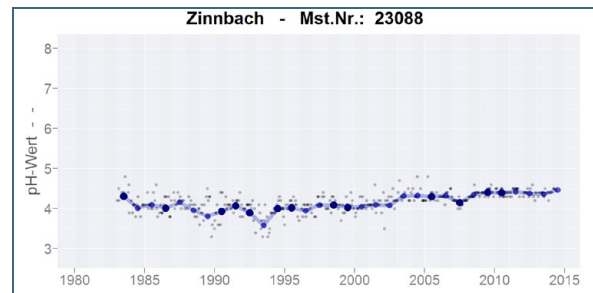


Abb. 31: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes im Fließgewässer Zinnbach (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

Bei Fließgewässern werden oft Säureschübe beobachtet, welche besonders zur Schneeschmelze im Frühjahr auftreten. Dies lässt sich gut an der Messstelle am Sagwasser im Bayerischen Wald erkennen, wenn man die dortigen pH-Messungen nach Monaten bzw. Jahreszeiten gruppiert (Abb. 32). Im Monat April ist der pH-Wert dort im Schnitt ca. eine pH-Einheit niedriger. Die Spitzen der Säureschübe reichen bis pH 4 und sind sogar um ca. 1,5 pH-Einheiten niedriger als im restlichen Jahr.

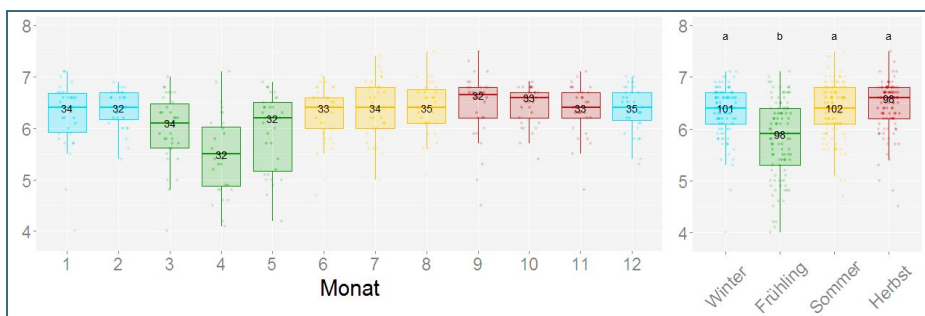


Abb. 32: Monatsweise (links) und jahreszeitliche (rechts) Darstellung der pH-Werte an der Fließgewässer Messstelle Sagwasser über den Gesamtzeitraum.

Dies lässt sich auch in der jahreszeitlichen Gruppierung erkennen, in der das Frühjahr signifikant tiefere pH-Werte aufweist als die übrigen Jahreszeiten.

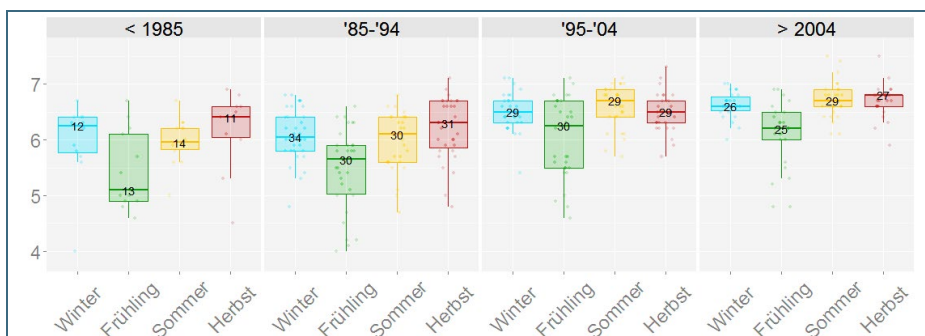


Abb. 33: Jahreszeitliche Darstellung der pH-Werte an der Fließgewässer Messstelle Sagwasser in vier Zeitabschnitten (Zahl im Boxplot - Anzahl der Messwerte).



Die Säureschübe treten meist nur über einen kurzen Zeitraum auf. Inwieweit sie die Biologie der Gewässer beeinflussen, wird in Kapitel 6.1 näher erläutert. Für die Erholung der Fließgewässer ist es nicht nur wichtig, dass der mittlere pH-Wert zunimmt, sondern auch, dass die Spitzen der Säureschübe weniger extrem ausfallen. Eine nach Jahreszeiten getrennte Darstellung über vier Zeitabschnitte erlaubt hierzu Aussagen (Abb. 33). Für das abgebildete Fließgewässer Sagwasser liegen für den Zeitraum vor 1985 nur wenige Messwerte vor, so dass der erste Zeitabschnitt nur eingeschränkt mit den darauf folgenden vergleichbar ist. Betrachtet man die Entwicklung der Säureschübe im Frühjahr, so ist ein deutlicher Rückgang vom Zeitraum 1985-1994 bis zum Zeitraum 2005-2013 zu erkennen. Besonders gut lässt sich dies an der unteren Grenze des Boxplot Whiskers nachvollziehen, welche von ca. pH 4 auf pH 5,3 im aktuellen Zeitraum zunimmt.

Ein besonders wichtiger Parameter im Hinblick auf die Biologie der Fließgewässer ist die Aluminiumkonzentration. Diese ist in vielen Fließgewässern signifikant fallend oder befindet sich auf annähernd gleichbleibend niedrigem Niveau (Abb. 34). Die im Zinnbach (Abb. 35) aktuell noch gemessene Konzentration von 0,9 mg/l ist die Höchste in allen untersuchten Fließgewässern. Der weiterhin deutlich abnehmende Trend zeigt, dass dieses Gewässer noch mehr Zeit zur Erholung benötigt.

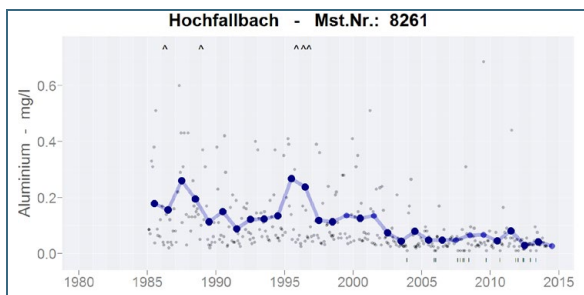


Abb. 34: Zeitliche Entwicklung der Aluminiumkonzentration im Fließgewässer Hochfallbach (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

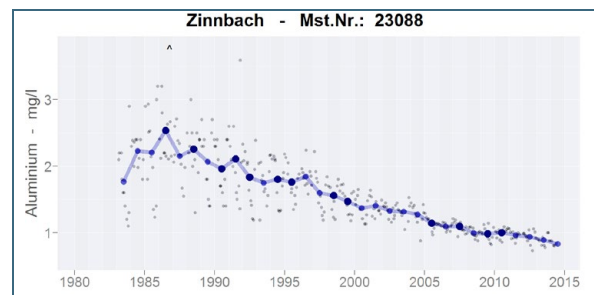


Abb. 35: Zeitliche Entwicklung der Aluminiumkonzentration im Fließgewässer Zinnbach (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

Die für das Aluminium getroffenen Aussagen sind in analoger Art und Weise auch für die Sulfatkonzentration im Hochfallbach (Abb. 36) und im Zinnbach (Abb. 37) gültig. Die Fließgewässer, die bereits ein niedriges Niveau erreicht haben, zeigen nur noch leicht abnehmende bis gleichbleibende Tendenz, während bei denen mit höherem Niveau ein stärker abnehmender Trend erkennbar ist. Auffällig ist zudem, dass die Schwankungsbreite der Sulfatkonzentration im Laufe der 1990er Jahre an vielen Fließgewässern abnimmt und die Werte ab diesem Zeitpunkt nur noch in einem sehr engen Korridor variieren.

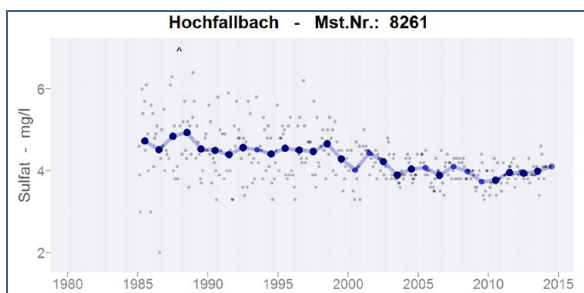


Abb. 36: Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentration im Fließgewässer Hochfallbach (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

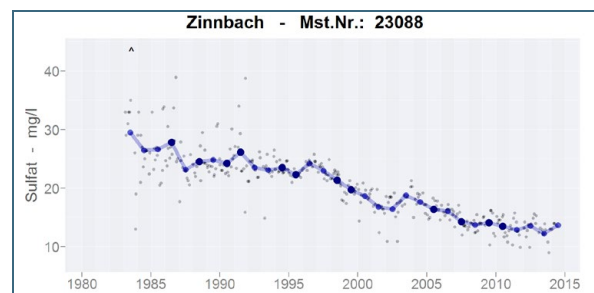


Abb. 37: Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentration im Fließgewässer Zinnbach (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

Ein interessantes Phänomen ist die Zunahme des spektralen Absorptionskoeffizienten (254 nm) an fast allen Fließgewässermessstellen (Abb. 38). Dieser Anstieg spiegelt die Zunahme des gelösten organischen Kohlenstoffs wider, welcher im Rahmen des Monitorings nicht flächendeckend gemessen wurde. An der Messstelle Zinnbach lässt sich jedoch deutlich der Bezug zwischen spektralem Absorptionskoeffizienten (254 nm) und Konzentration an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) erkennen (Abb. 39). Der Anstieg der DOC-Konzentration scheint hier durch die Erholung von der Versauerung initiiert zu sein. Dafür kommen mehrere mögliche Ursachen in Frage, die in Kapitel 4.7.1 näher diskutiert werden.

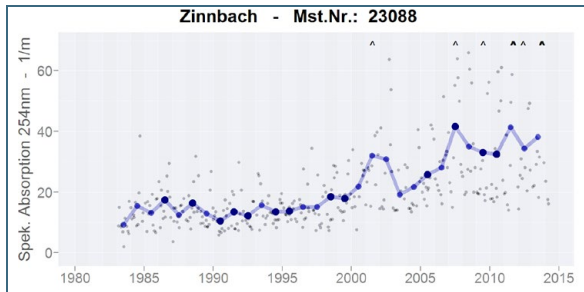


Abb. 38: Zeitliche Entwicklung des spektralen Absorptionskoeffizienten (254 nm) im Fließgewässer Zinnbach (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

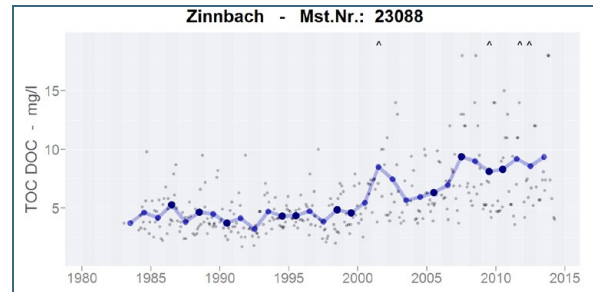


Abb. 39: Zeitliche Entwicklung der DOC (TOC)-Konzentration im Fließgewässer Zinnbach (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

Um zusammenfassende Aussagen zum Zustand der Fließgewässer treffen zu können, wurden die 26 Fließgewässer gruppiert. Aufgrund der sehr starken Unterschiede innerhalb der Naturräume wurde eine regionale Gruppierung verworfen und eine Klassifizierung anhand des Säurezustandstyps nach [5] durchgeführt (Tab. 3).

Tab. 3: Einteilung der Fließgewässer in Säurezustandsklassen (SZK) nach [5].

pH-Regime, Säurezustandstyp	SZK	Zönose	Indikatorarten
<b>Permanent neutral (nicht sauer)</b> Der pH-Wert liegt meist über 6,5, oft um 7,0. Minima von ca. 6,0 werden nicht unterschritten	1	Es treten keine biologischen Artendefizite auf	<b>1: Säureempfindlich</b> , nur in permanent zirkumneutralen Gewässern vorkommend
<b>Überwiegend neutral bis episodisch schwach sauer</b> Meist neutral, extrem seltene Säureschübe < pH 5,5	2	Die Biozönose erholt sich in der Regel von den seltenen episodischen Säureschüben schnell. Keine auffällige biozönotische Verarmung.	<b>2: Mäßig säureempfindlich</b> , auch in leicht sauren Gewässern vorhanden
<b>Periodisch (kritisch) sauer</b> Der pH-Wert liegt normalerweise < 6,5. Während Schneeschmelze und Starkregen werden Minima <5,5 erreicht. Bei geringem Abfluss in Trockenperioden kann der pH im neutralen Bereich liegen.	3	Nach Säureschüben treten länger anhaltende ökologische Schäden in den Lebensgemeinschaften in Form von deutlichen Artenfehlbeträgen auf, die erst nach Monaten, zumindest teilweise, kompensiert werden.	<b>3: Säuretolerant</b> , vertragen stärkere periodische Säureschübe
<b>Periodisch stark sauer</b> Der pH-Wert liegt ganzjährig im sauren Bereich um pH 5,5. Während Schneeschmelze und Starkregen werden Minima häufig <5 bis 4,3 erreicht.	4	Es treten markante ökologische Schäden in den aquatischen Biozönosen auf, die sich in einem meist ganzjährigen Ausfall säuresensitiver Taxa äußern.	<b>4: Säureresistent</b> , in periodisch stark sauren Gewässern noch lebensfähig, oft häufiger als in weniger sauren Gewässern - fehlende Konkurrenten
<b>Permanent stark versauert</b> Der pH-Wert liegt ganzjährig im sauren Bereich <pH 5,5. Während Schneeschmelze und Starkregen werden Minima deutlich <5 oft sogar <4,3 erreicht.	5	Gravierende ökologische Schäden in den aquatischen Biozönosen, außerordentlich artenarm.	<b>5: Sehr säureresistent</b> , in permanent stark sauren Gewässern, aus Mangel an Konkurrenz und der extremen Bedingungen erreichen wenige Arten hohe Individuendichten

Die Zuordnung der Messstelle zu einer Säurezustandsklasse erfolgte anhand des pH-Regimes zu Beginn des Gesamtuntersuchungszeitraums (Tab. 4). Die drei Fließgewässer der IHM-Standorte wurden den Säurezustandsklassen (SZK) 3, 4 und 5 zugeordnet, so dass über diesen Weg auch eine Kopplung der Auswertungsergebnisse der Fließgewässer mit denen der IHM-Messstellen möglich wurde.

Als periodisch sauer (SZK 3) sind neun Fließgewässer (inkl. IHM-Messstelle im Spessart) einzugruppieren. Zu den periodisch stark sauren (SZK 4) Fließgewässern wurden acht Messstellen zugeordnet (inkl. IHM-Messstelle im Bayerischen Wald) und die restlichen 12 Fließgewässer (inkl. IHM-Messstelle Fichtelgebirge) fielen in die Gruppen der permanent stark sauren (SZK 5) Fließgewässer.

SZK	Gewässer	Mst. Nr.	Naturraum
3	Kleiner Regen	8150	Bayerischer Wald
3	Hirschbach	8156	Bayerischer Wald
3	Hochfallbach	8261	Bayerischer Wald
3	Boebracher Bach	10746	Bayerischer Wald
3	Vord. Schachtenbach	11790	Bayerischer Wald
3	Hint. Schachtenbach	11793	Bayerischer Wald
3	Tirsch. Waldnaab	4553	Oberpfälzer Wald
3	Aschaff	22376	Spessart
3	Metzenbach	IHM	Spessart
4	Seebach	11784	Bayerischer Wald
4	Große Ohe	11801	Bayerischer Wald
4	Sagwasser	11838	Bayerischer Wald
4	Markungsgraben	IHM	Bayerischer Wald
4	Weißer Main	13396	Fichtelgebirge
4	Eger	22837	Fichtelgebirge
4	Tirsch. Waldnaab	4550	Oberpfälzer Wald
4	Speckkahl	22619	Spessart
5	Kleiner Rachelbach	8153	Bayerischer Wald
5	Seebach	8330	Bayerischer Wald
5	Seebach	8331	Bayerischer Wald
5	Arbersee-Zulauf	8338	Bayerischer Wald
5	Nördl. Seewandbach	11787	Bayerischer Wald
5	Westl. Seewandbach	11788	Bayerischer Wald
5	Schimmelbach	13362	Bayerischer Wald
5	Fichtelnaab	4772	Fichtelgebirge
5	Birkenbach	22875	Fichtelgebirge
5	Röslau	23081	Fichtelgebirge
5	Zinnbach	23088	Fichtelgebirge
5	Lehstenbach	IHM	Fichtelgebirge

Tab. 4:  
Zuordnung der Messstellen des Versauerungsmonitorings der Fließgewässer zu den Säurezustandsklassen nach [5] aufgrund ihres pH-Regimes zu Beginn der Untersuchungen.

Betrachtet man die Einteilung in Säurezustandsklassen unter dem regionalen Aspekt, dann verdeutlicht dies, warum eine rein regionale Gruppierung nicht zielführend war (Tab. 5). Hierbei zeigt sich, dass die Messstellen im Spessart und dem Oberpfälzer Wald den Säurezustandsklassen 3 und 4 zugeordnet wurden und somit nur periodisch (stark) sauer sind. Im Fichtelgebirge befinden sich, bis auf zwei Messstellen, nur permanent stark saure Fließgewässer, was die starke Betroffenheit des Fichtelgebirges noch einmal unterstreicht. Die Messstellen des Bayerischen Waldes wurden allen drei Säurezustandsklassen zugeordnet, so dass dort ein breites Spektrum an unterschiedlich stark versauerten Fließgewässern zu finden ist.

Naturraum	SZK 3	SZK4	SZK5
Oberpfälzer Wald	1	1	
Fichtelgebirge		2	5
Bayerischer Wald	6	4	7
Spessart	2	1	

Tab. 5:  
Anzahl Messstellen der jeweiligen Gruppe der Säurezustandsklassen in den aufgeführten Naturräumen.

Betrachtet man die zeitliche Entwicklung des pH-Wertes für die jeweiligen Säurezustandsgruppen (Abb. 40), so erkennt man an allen drei Gruppen den vorhandenen Trend zur Erholung. Hier zeigt sich auch noch einmal deutlich die Abnahme der extremen Säureschübe über den gesamten Zeitverlauf.

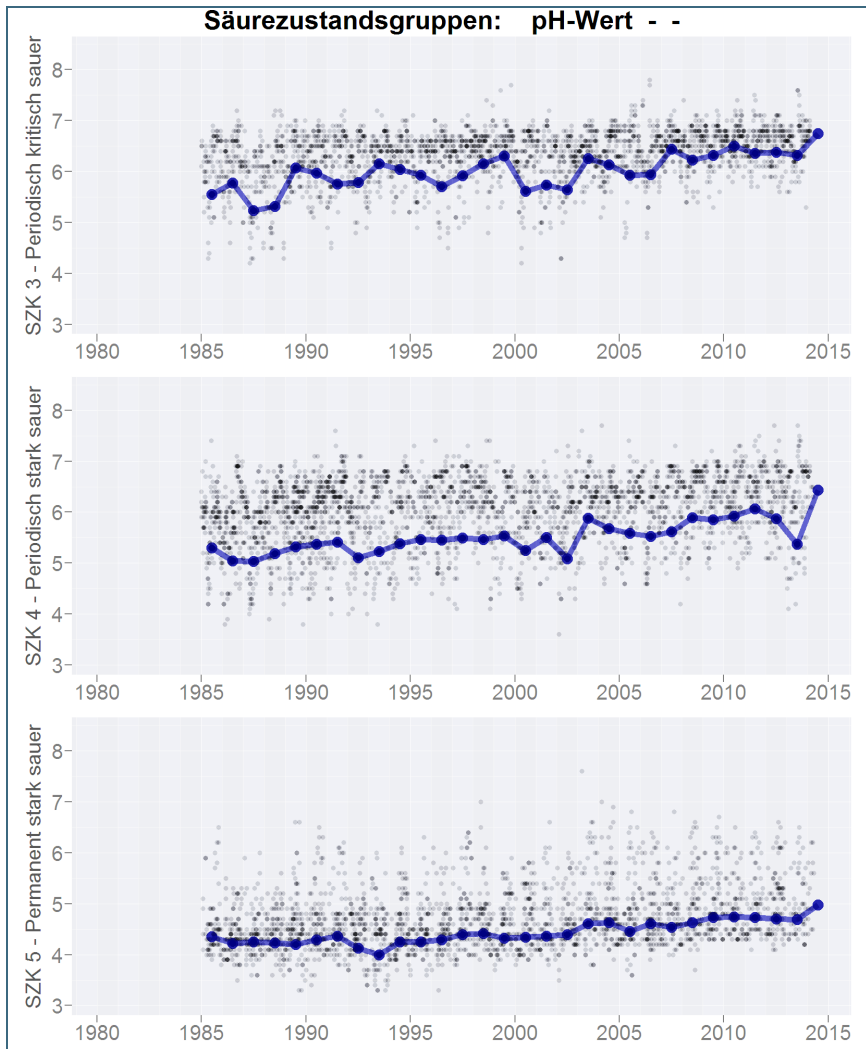


Abb. 40: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes in den drei Säurezustandsgruppen – Periodisch kritisch sauer (SZK 3), periodisch stark sauer (SZK 4) und permanent stark sauer (SZK 5) - (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

## 4.6 Seen

Die vier Seen zeigen ebenfalls eine Erholungstendenz. Im Untersuchungszeitraum wurden steigende pH-Werte an allen Seen verzeichnet. Dabei weist die von vorneherein am wenigsten versauerte Trinkwassertalsperre Frauenau inzwischen wieder annähernd neutrale pH-Werte auf (Abb. 41).

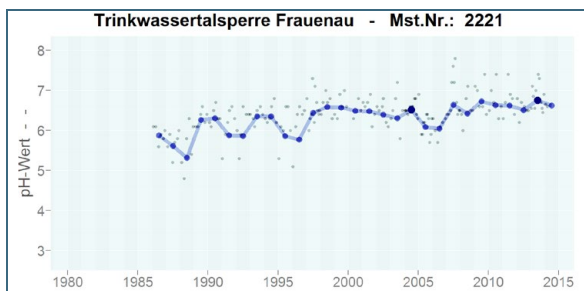


Abb. 41: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes in der Trinkwassertalsperre Frauenau (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

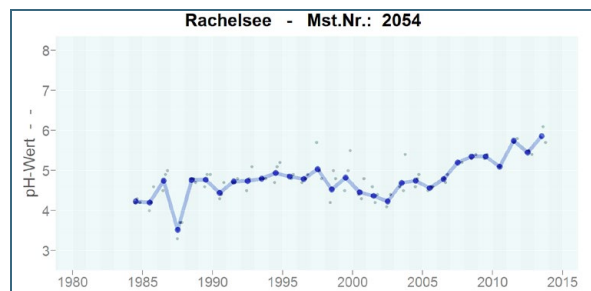


Abb. 42: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes im Rachelsee (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

Die drei in großer Höhenlage gelegenen Messstellen am Arbersee, Kleinen Arbersee und Rachelsee waren zu Beginn der Untersuchungen alle sehr stark versauert und durch pH-Werte zwischen 4 und 5 charakterisiert. Auch sie zeigen über den Messzeitraum ansteigende pH-Werte (Abb. 42).

Analog der Entwicklung bei den Fließgewässern sind auch in den Seen die Sulfatkonzentrationen stark rückläufig (Abb. 43., Abb. 44). Die Konzentrationen liegen aktuell bei ca. 2 mg/l und es ist nicht davon auszugehen, dass sie in Zukunft noch weiter abnehmen werden.

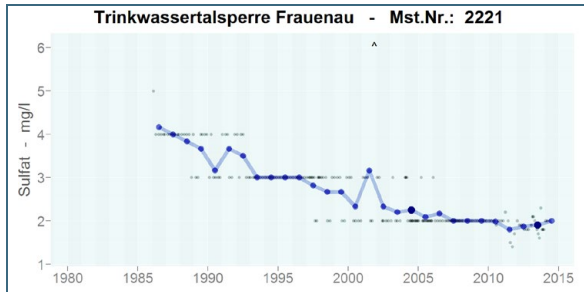


Abb. 43: Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentration in der Trinkwassertalsperre Frauenau (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

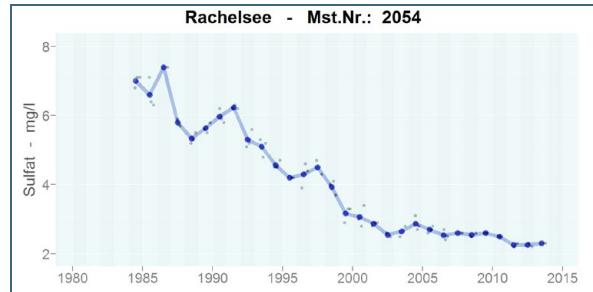


Abb. 44: Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentration im Rachelsee (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

Bei den untersuchten Seen lässt sich ebenfalls ein Anstieg beim spektralen Absorptionskoeffizienten (254 nm) beobachten (Abb. 45). Wie bereits bei den Fließgewässern diskutiert, führt ein Anstieg des gelösten organischen Kohlenstoffs (Abb. 46) zu dieser Entwicklung.

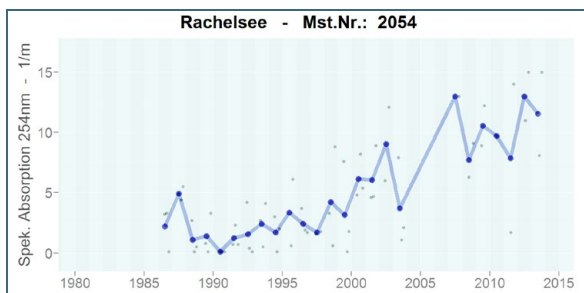


Abb. 45: Zeitliche Entwicklung des spektralen Absorptionskoeffizienten (254 nm) im Rachelsee (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

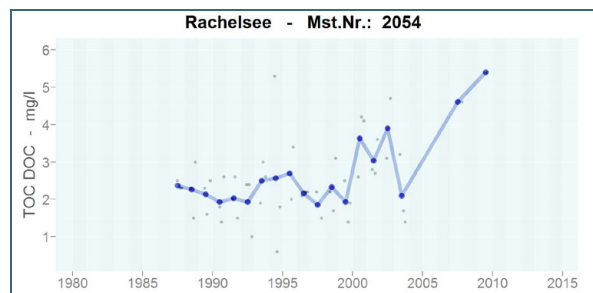


Abb. 46: Zeitliche Entwicklung der DOC (TOC) Konzentration im Rachelsee (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).



## 4.7 Übergreifende Betrachtung

Um die Ergebnisse der einzelnen Kompartimente (z.B. Grundwasser, Fließgewässer, etc.) möglichst einfach untereinander vergleichen zu können, wurden alle Messstellen desselben Kompartiments zu einem Wert zusammengefasst. Dazu wurde folgendes Vorgehen gewählt:

- Alle Messreihen wurden in drei Zeitabschnitte 1985-1994, 1995-2004 und 2005-2013 unterteilt
- Je Messstelle und Parameter wurden Mediane für die Zeitabschnitte gebildet
- Alle Messstellen eines Kompartiments wurden unabhängig von Region, Lage, etc. zusammengefasst (Mittelwert)

Beim Sickerwasser wurde zusätzlich zwischen oberem Bodensickerwasser (bis 50 cm) und tieferem Bodensickerwasser (100-450 cm) unterschieden. Bei den Fließgewässern wurde das Ergebnis ergänzend nach den in Kapitel 4.5 beschriebenen Säurezustandsklassen ausgewertet (periodisch sauer - SZK 3; periodisch stark sauer - SZK 4; permanent stark sauer - SZK 5).

### 4.7.1 Überblick Kompartimente

Betrachtet man die Entwicklung des pH-Wertes für die drei Zeitabschnitte 1985-1994, 1995-2004 und 2005-2013 so fällt auf, dass sich in den meisten Kompartimenten eine Verbesserung der Versauerungssituation beobachten lässt (Abb. 47). Nur bei tieferem Sickerwasser, Grundwasser und den Quellen ist keine signifikante Änderung zu erkennen. Den größten Sprung zeigen die pH-Werte im Bestandsniederschlag, welcher von ca. 4,2 auf 5,4 angestiegen ist. Dies übertrifft sogar die Änderungen im Freilandniederschlag, was auf den Auskämmeffekt zurück zu führen ist. Das Maß der Erholung scheint bei den Fließgewässern und Seen ähnlich stark ausgeprägt zu sein. Die Säurezustandsgruppen der Fließgewässer geben die pH Unterschiede gut wider und zeigen in allen drei Gruppen ansteigende pH-Werte.

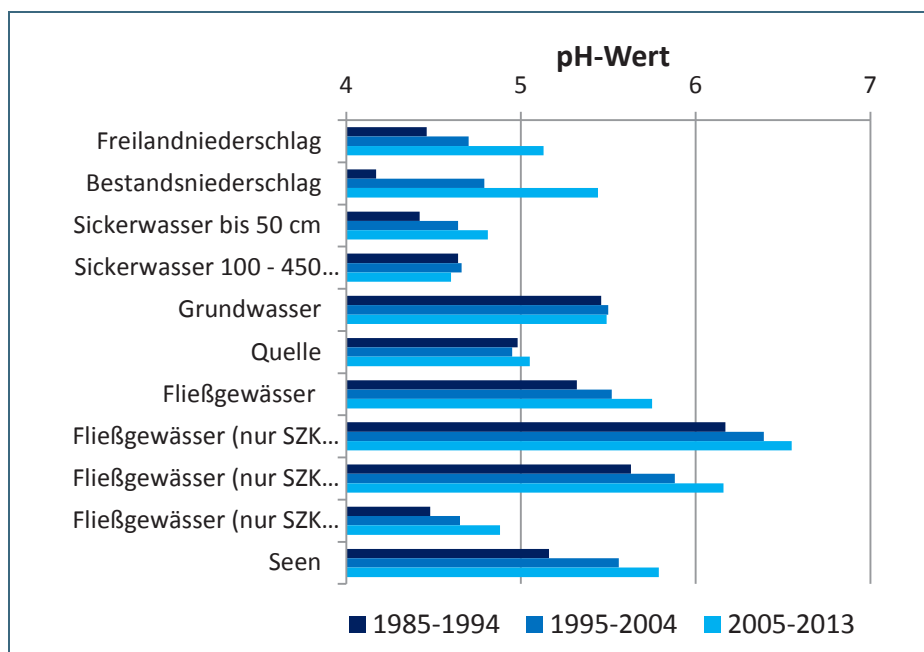


Abb. 47: Mediane des pH-Wertes für die Zeitabschnitte 1985-1994, 1995-2004 und 2005-2013 in den untersuchten Kompartimenten.

Beim Parameter Sulfat sind die hohen Konzentrationen im Sicker- und im Grundwasser auffällig (Abb. 48). Dies lässt sich mit der Speicherfunktion der Böden und dem langsamen Stoffumsatz im Grundwasser erklären. Auch beim Sulfat sind in fast allen Kompartimenten rückläufige Konzentrationen zu beobachten. Im Grundwasser ist dieser Effekt derzeit am schwächsten ausgeprägt. Gut zu er-

kennen ist, dass der starke Rückgang im Niederschlag sich auch im Sickerwasser der oberen Bodenschichten (bis 50 cm) bemerkbar macht, während die Erholung in tieferen Bodenschichten (100 - 450 cm) nur schwach ausgeprägt ist. Nachdem die Grundwasserneubildung über den Bodenwasserhaushalt erfolgt, erscheint es logisch, dass im Grundwasser so gut wie keine Änderungen auftreten. Bezogen auf die Fließgewässer ist festzuhalten, dass zu Beginn der Untersuchungen in stärker versauerten Gewässern (SZK 5) insgesamt noch erhöhte Sulfatkonzentrationen beobachtet werden konnten. Diese sind im aktuellen Zeitraum vollkommen verschwunden. Die Sulfatbelastung der Seen hat sich nahezu halbiert.

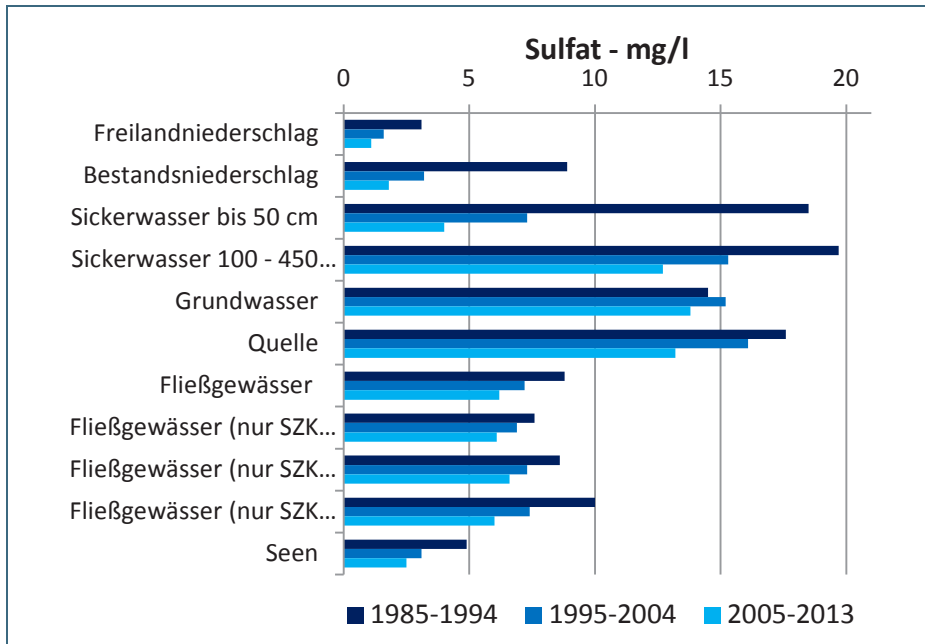


Abb. 48: Mediane der Sulfatkonzentration für die Zeitabschnitte 1985-1994, 1995-2004 und 2005-2013 in den untersuchten Kompartimenten.

Die Reduktion der Schwefeldeposition war deutlich stärker ausgeprägt als beim Stickstoff. Daher ist es nicht verwunderlich, dass die Entwicklung der Nitratkonzentration in den Kompartimenten nicht gleichermaßen eindeutig ausfällt. Für Nitrat lässt sich jedoch ebenfalls über alle Zeitabschnitte hinweg in allen Kompartimenten ein leichter Rückgang der Konzentrationen beobachten (Abb. 49).

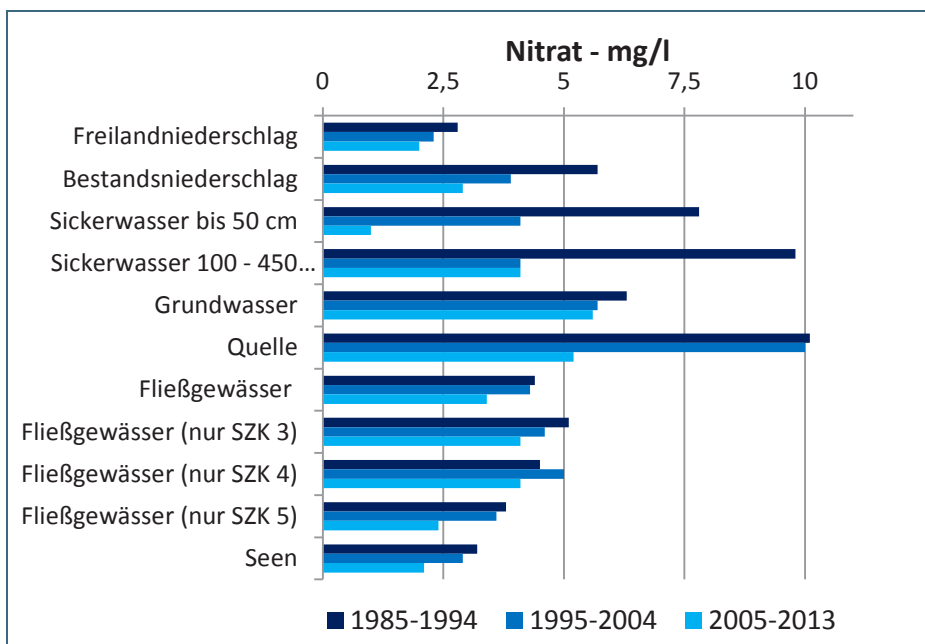


Abb. 49: Mediane der Nitratkonzentration für die Zeitabschnitte 1985-1994, 1995-2004 und 2005-2013 in den untersuchten Kompartimenten.

An vielen Messstellen im Bayerischen Wald führte der Borkenkäferbefall und das damit verbundene Absterben der Bäume Mitte der 1990er Jahre zu einer starken Nitratauswaschung. An betroffenen Messstellen in den Fließgewässern und Seen sank die Nitratkonzentration nach dem Ereignis deutlich unter das Ausgangsniveau ab. Dieser Effekt lässt im Vergleich zum Mittel der nicht betroffenen Gebiete manche Nitratwerte für den Zeitraum 1995-2004 zu hoch und für den Zeitraum 2005-2013 zu niedrig erscheinen.

Erhöhte Aluminiumkonzentrationen stellen ein großes Problem für Mensch und Natur dar. Umso erfreulicher ist zu bewerten, dass auch hier im Zeitverlauf größtenteils sinkende Konzentrationen zu beobachten sind (Abb. 50). Die höchsten Ausgangskonzentrationen finden sich im Sickerwasser. Besonders im Sickerwasser bis 50 cm Tiefe fand aufgrund des pH-Anstiegs ein deutlicher Rückgang statt, aber auch im Sickerwasser aus tiefer gelegenen Bodenschichten nahmen die Aluminiumkonzentrationen bei annähernd gleichbleibenden pH-Werten ab. Im Grundwasser liegen die Konzentrationen auf unverändert niedrigem Niveau, während das Quellwasser durch die Sickerwasserpassage doch deutlich mehr Aluminium aufweist. Bei den Oberflächengewässern ist insgesamt, und bei den Fließgewässern besonders in Säurezustandsklasse 5 ein Rückgang zu beobachten.

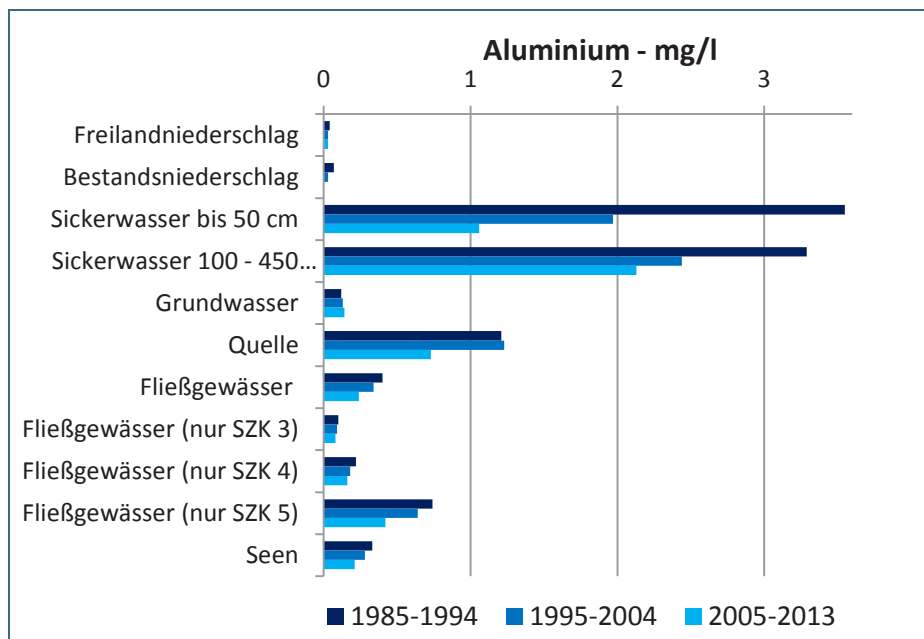


Abb. 50: Mediane der Aluminiumkonzentration für die Zeitabschnitte 1985-1994, 1995-2004 und 2005-2013 in den untersuchten Kompartimenten.

Die gemessenen Säurekapazitäten (pH 4,3) sind in den untersuchten Gewässern meist kleiner 0,1 mmol/l und somit als äußerst gering zu bewerten. Daher ist die Darstellung der zeitlichen Unterschiede für die Säurekapazität auch mit größeren Unsicherheiten behaftet als bei anderen Parametern. Sowohl im Freiland- als auch im Bestandsniederschlag zeigt sich eine leichte Zunahme der Säurekapazität, also dem Eintrag puffernder Substanzen (Abb. 51). Im Sicker- und Grundwasser lassen sich im Untersuchungszeitraum keine Änderungen erkennen. Dagegen zeigen die Fließgewässer eine sehr langsame Zunahme der Säurekapazität (pH 4,3). Einzig bei den permanent stark sauren Gewässern (SZK 5) lässt sich keine Zunahme beobachten. In den Seen hingegen ist ein deutlicher Trend zu größeren Säurekapazitäten festzustellen.

Der spektrale Absorptionskoeffizient (254 nm) kann als Indikator für den Gehalt an gelöster organischer Substanz (DOC) angesehen werden. Im Niederschlag, Sicker- und Grundwasser lassen sich an den untersuchten Messstellen keine zeitlich gerichteten Änderungen beobachten (Abb. 52).



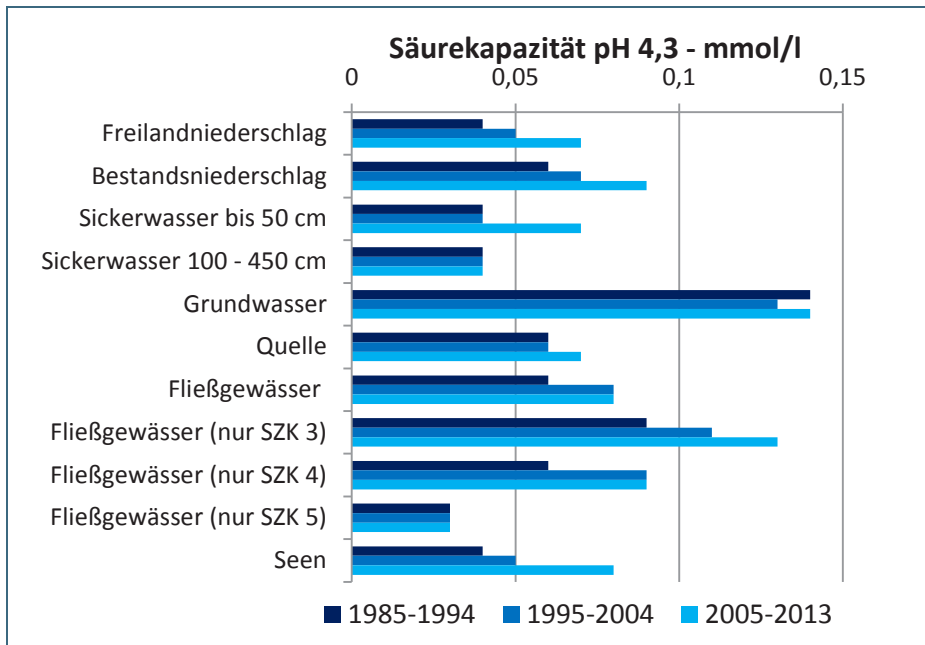


Abb. 51:  
Mediane der Säurekapazität (pH 4,3) für die Zeitabschnitte 1985-1994, 1995-2004 und 2005-2013 in den untersuchten Kompartimenten.

Ein völlig anderes Bild zeigt sich an den Fließgewässern und Seen, wo der spektrale Absorptionskoeffizient (254 nm) kontinuierlich mit der Zeit ansteigt. Zudem weisen stärker versauerte Fließgewässer (SZK 5) höhere Werte auf, als periodisch saure Fließgewässer (SZK 3). Dies ist ein Indiz dafür, dass auch der Anstieg des spektralen Absorptionskoeffizienten (254 nm) bei allen Oberflächengewässern in Bezug zur Versauerung bzw. der Erholung steht. Mögliche Ursachen für diese Entwicklung könnten im Rückgang der Sulfatkonzentrationen und dem Anstieg des pH-Wertes liegen. Zum einen bewirken höhere pH-Werte eine stärkere Löslichkeit von DOC im Wasser, zum anderen wird das Ladungsgleichgewicht durch eine geringere Zahl an Sulfatanionen verschoben. Beides kann zu höheren Konzentrationen an DOC führen. Die Entsäuerung der Böden ermöglicht zudem unter Umständen auch höhere biologische Umsatzraten in den organischen Auflagen, wodurch mit dem Oberflächenabfluss möglicherweise verstärkt DOC in die Oberflächengewässer eingetragen wird. In diesem Zusammenhang ist auch ein zusätzlicher Beitrag des Klimawandels nicht vollkommen auszuschließen.

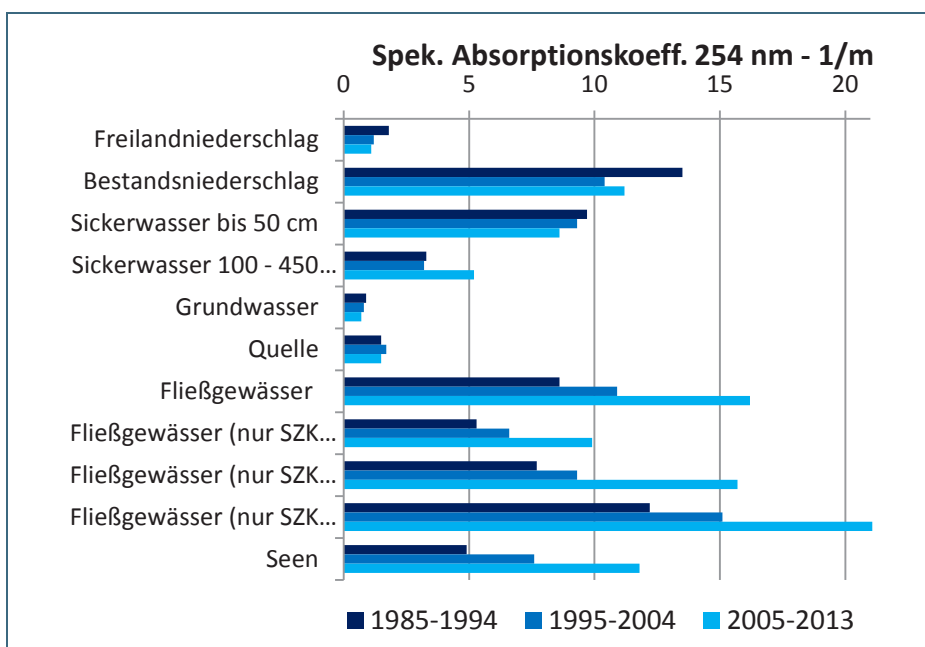


Abb. 52:  
Mediane des Spektralen Absorptionskoeffizienten (254 nm) für die Zeitabschnitte 1985-1994, 1995-2004 und 2005-2013 in den untersuchten Kompartimenten.

### 4.7.2 Regionaler Überblick der Konzentrationsniveaus

Um die regionale Verteilung der Untersuchungsergebnisse auf einen Blick deutlich zu machen, wurden diese für alle Kompartimente kartographisch erfasst. In Abb. 53 ist der Median des pH-Wertes

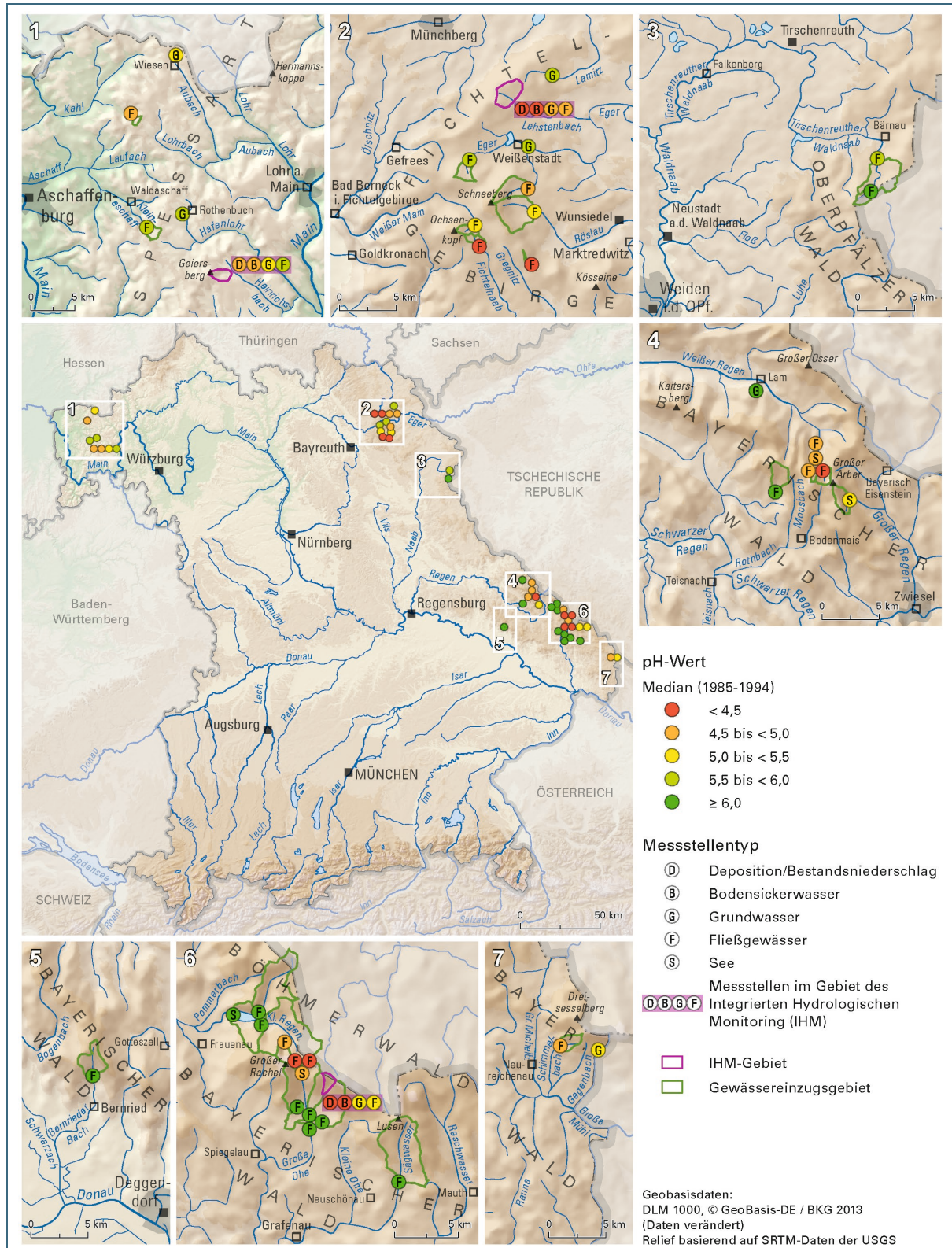


Abb. 53: Regionale Darstellung der Mediane des pH-Wertes (Zeitraum 1985 bis 1994) für die untersuchten Messstellen der verschiedenen Kompartimente.



für den Zeitraum 1985 bis 1994 dargestellt (Abb. 54 für den Zeitraum 2005 bis 2013). Die Zugehörigkeit der Messstellen zu den jeweiligen Kompartimenten wird über die Verwendung von Buchstaben im Messstellensymbol in den Detailkarten verdeutlicht.

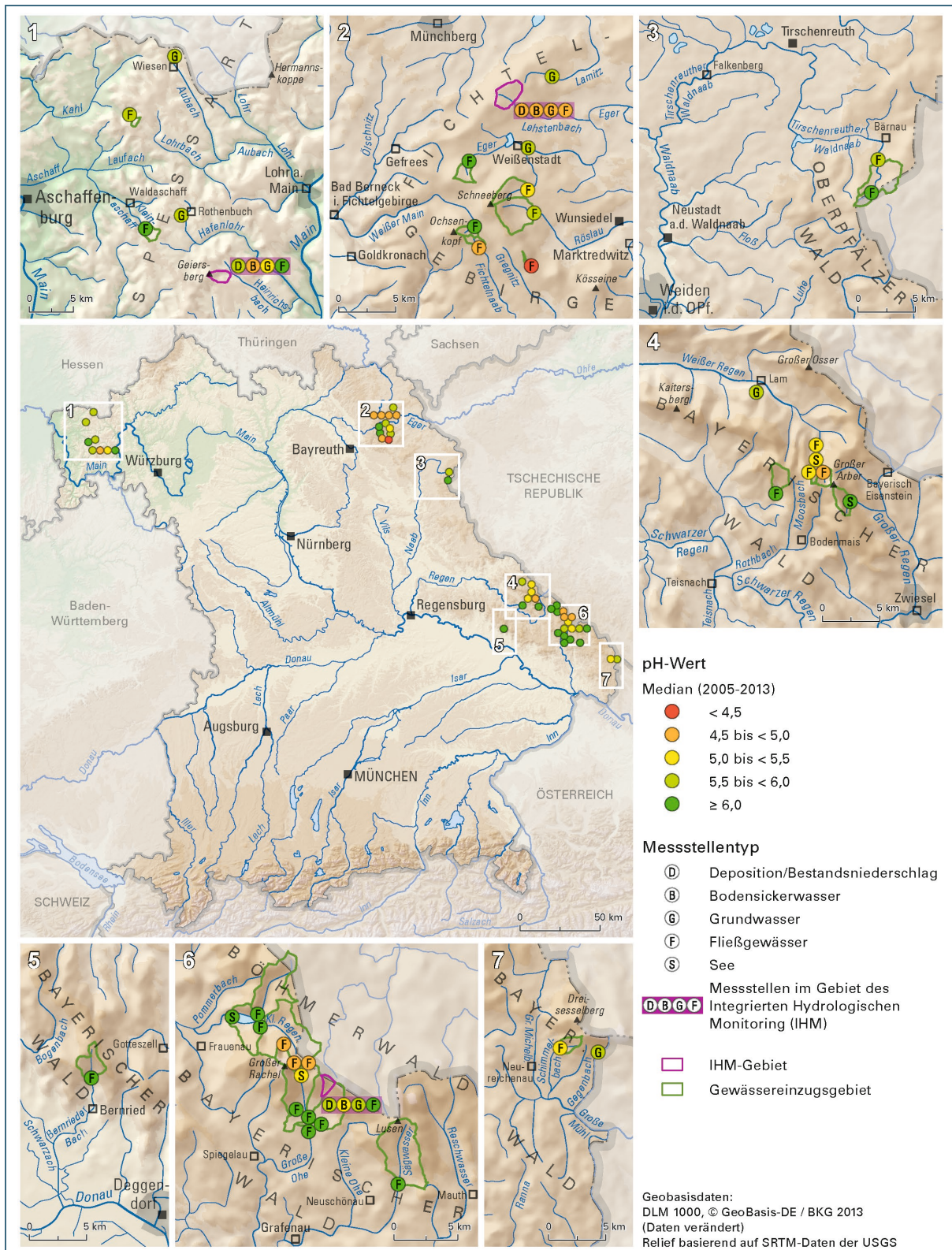


Abb. 54: Regionale Darstellung der Mediane des pH-Wertes (Zeitraum 2005 bis 2013) für die untersuchten Messstellen der verschiedenen Kompartimente.



In analoger Weise sind die Sulfatkonzentrationen des Zeitraumes 1985 bis 1994 in Abb. 55 dargestellt. Die Messstellen des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) sind in den Detailkarten 1, 2 und 6 als Gruppe mit farblicher Hinterlegung gekennzeichnet.

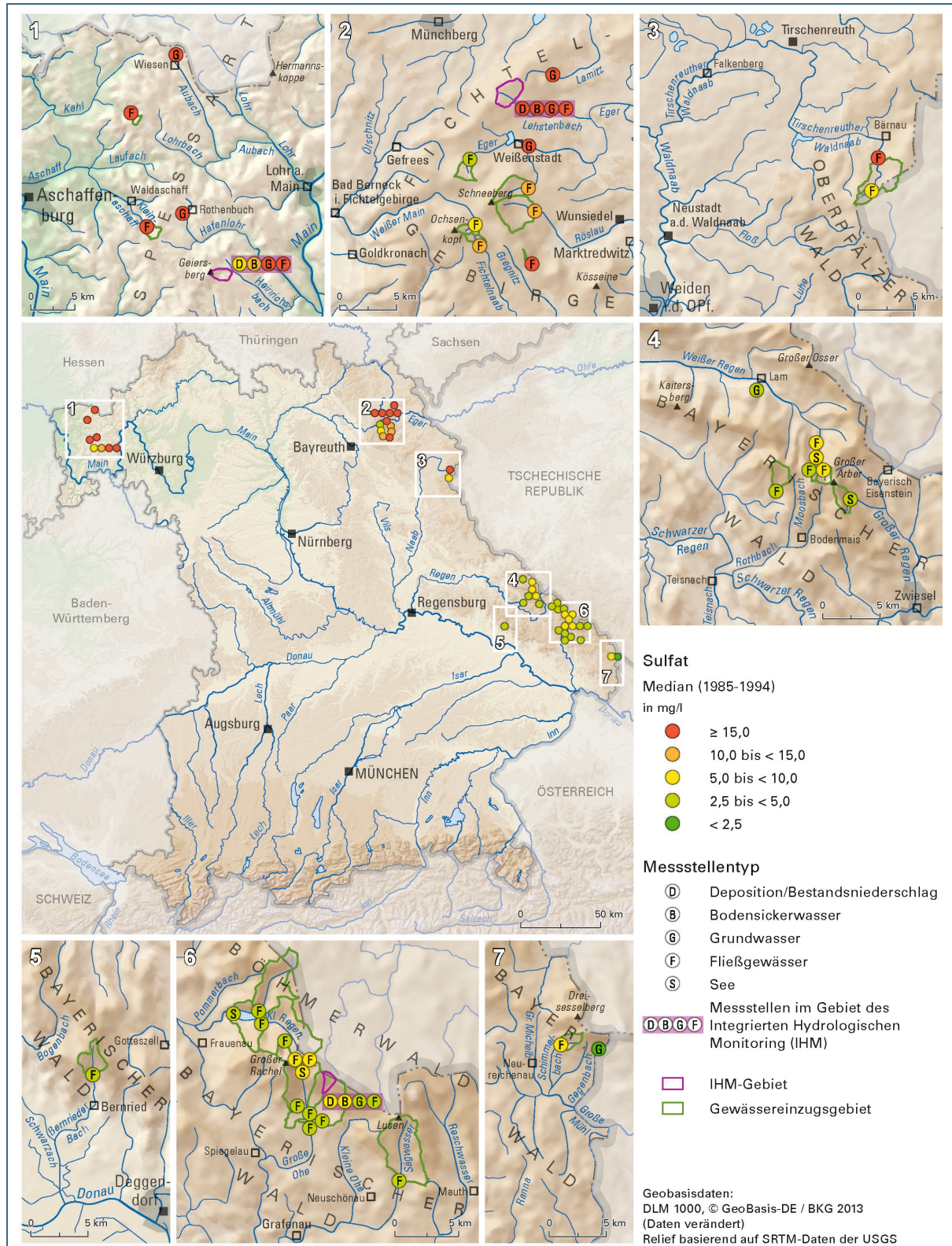


Abb. 55: Regionale Darstellung der Mediane der Sulfatkonzentration (Zeitraum 1985 bis 1994) für die untersuchten Messstellen der verschiedenen Kompartimente.



Die Sulfatkonzentrationen des aktuellen Zeitraums 2005 bis 2013 sind in Abb. 56 für die untersuchten Messstellen dargestellt. Es wurden regionale Karten für weitere Parameter erstellt, diese finden sich im digitalen Anhang.

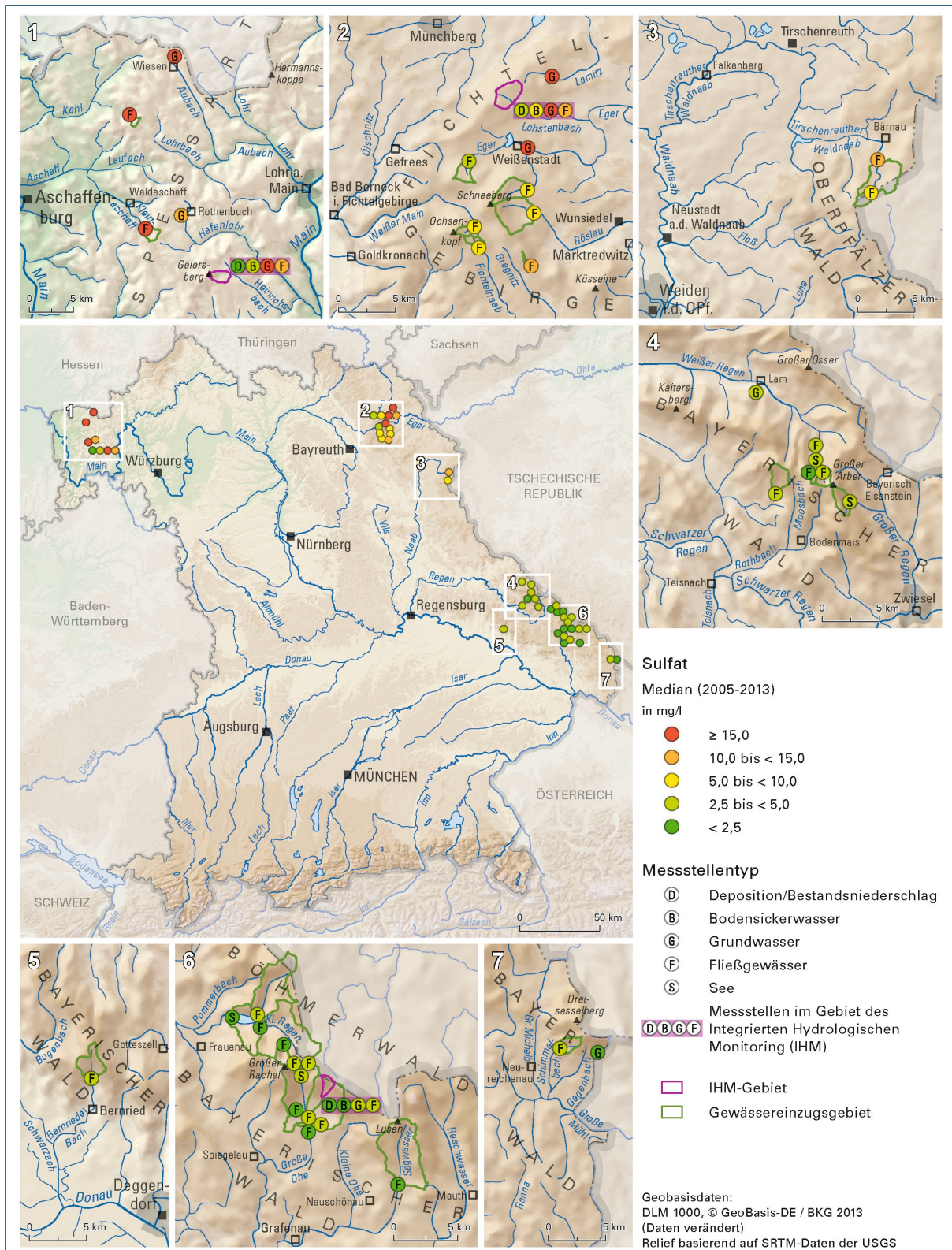


Abb. 56: Regionale Darstellung der Mediane der Sulfatkonzentration (Zeitraum 2005 bis 2013) für die untersuchten Messstellen der verschiedenen Kompartimente.

Vergleicht man die pH-Werte aus Abb. 53 und Abb. 54 so ist zu erkennen, dass die Erholung kein regionales Phänomen ist, sondern in allen versauerten Gebieten stattgefunden hat und auch weiterhin stattfindet. In analoger Art und Weise gilt dies auch für die Sulfatkonzentration, deren Rückgang ebenfalls klar erkennbar ist (Abb. 55 und Abb. 56).

### 4.7.3 Frachtbilanzen

Für die Einzugsgebiete der drei Messflächen des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) lassen sich Frachten des Stoffein- und -austrags ermitteln und damit Einzugsgebietsbilanzen aufstellen. An den IHM-Standorten liegen sowohl kontinuierliche Abflussmessungen aus den Einzugsgebieten als auch Messungen der Konzentrationen in einem 14tägigen Rhythmus vor.

Es wurden jeweils Jahresfrachten (Januar bis Dezember) für den Ein- und Austrag aus den drei Gebieten berechnet. Hierzu wurde folgendes Vorgehen gewählt:

- Als Vereinfachung wurde der Bestandsniederschlag als alleiniger Eintrag und das Fließgewässer als Austrag angesehen
- Eine lineare Interpolation der Konzentration und fehlender Werte zur Berechnung von Tagesfrachten wurde durchgeführt
- Die Tagesfrachten wurden zu jährlichen Frachten aufsummiert
- Es wurden Stickstoff (Nitrat, Nitrit und Ammonium) und Schwefel (Sulfat) betrachtet
- Die Berechnung von Bilanzen erfolgte als Differenz zwischen Eintrag und Austrag

#### 4.7.3.1 Frachtbilanz Hochspessart

An der als Buchenstandort charakterisierten Messfläche im Hochspessart findet auch ein Eintrag über den Stammabfluss statt. Dieser wurde für die Frachtberechnung pauschal mit 10% der Bestandsfracht angesetzt. Zudem findet dort ein zusätzlicher Austrag in der Gewässersohle statt, welcher in den Abflusswerten des Fließgewässers nicht berücksichtigt wurde. Aufgrund von Abschätzungen über Wasserhaushaltsmodelle ist anzunehmen, dass dies ca. 40% zusätzlichen Austrag bedeuten könnte. Da dieser Wert aber auch mit der Höhe des Abflusses schwankt und eine exakte Ermittlung nicht möglich war, wurden die Werte des Austrags nicht um diesen Betrag korrigiert.

Die eingetragene Menge an Stickstoff ist im Laufe der Untersuchungen zurückgegangen (Abb. 57). Der Austrag zeigt dagegen kaum Änderungen und ist deutlich geringer. Selbst bei einer Korrektur des Austrags um den Anteil unterhalb der Gewässersohle, würde dieser nur annähernd die Hälfte des Eintrags ausmachen. Dies spiegelt auch die Bilanz mit einem Überschuss an Stickstoff zwischen 5 und 10 kg/ha\*a wider. Zu berücksichtigen ist zudem der Nährstoffbedarf der Vegetation, der einen zusätzlichen Stickstoffumsatz zur Folge hat.

Der Schwefeleintrag ist im Hochspessart von zu Beginn ca. 15 kg/ha\*a auf aktuell unter 5 kg/ha\*a gesunken (Abb. 58). Die Frachten des Austrags schwanken sehr stark, zeigen aber keinen klaren zeitlichen Trend. Der ausgetragene Schwefel stammt im Hochspessart nicht nur aus der atmosphärischen Deposition, sondern auch aus den durch Verwitterung des Buntsandsteins frei werdenden Einlagerungen. Dies prägt auch die negativen Bilanzwerte des Schwefels, wobei der sinkende Trend auf den Rückgang des Eintrags zurückzuführen ist.



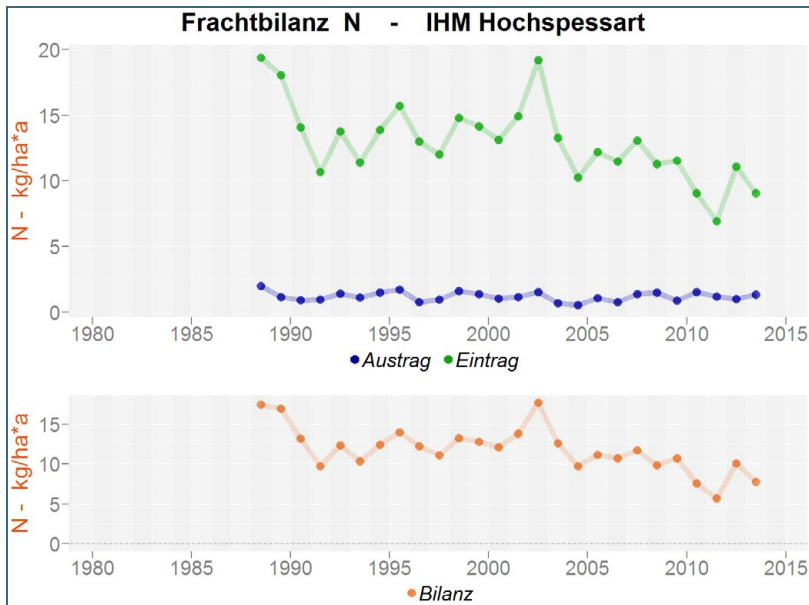


Abb. 57:  
Berechnete Stickstofffrachten an der Messstelle des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) im Hochspessart. Dargestellt sind Eintrag und Austrag aus dem Einzugsgebiet sowie die daraus resultierende Bilanz.

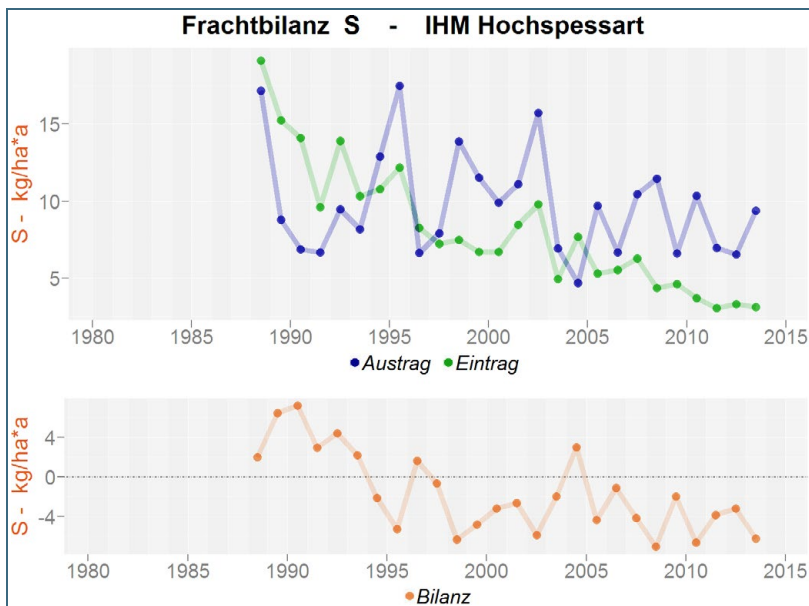


Abb. 58:  
Berechnete Schwefelfrachten an der Messstelle des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) im Hochspessart. Dargestellt sind Eintrag und Austrag aus dem Einzugsgebiet sowie die daraus resultierende Bilanz.

#### 4.7.3.2 Frachtbilanz Bayerischer Wald

Im Einzugsgebiet der Messfläche im Bayerischen Wald fand Ende der 1990er Jahre ein extremer Borkenkäferbefall mit anschließendem flächenhaftem Baumsterben statt. Dieses führte zu einer großen Freisetzung von Stickstoff aus der umgesetzten Biomasse und war über Jahre im Austrag aus dem Gebiet klar zu erkennen (Abb. 59). Der Eintrag von Stickstoff in das Gebiet ist über die Jahre leicht zurückgegangen. In den Zeiten vor und nach dem massiven Stickstoffaustrag durch das Extremereignis, war die Frachtbilanz schwach positiv mit einer Anreicherung von Stickstoff im Gebiet von unter 5 kg/ha\*a.

Der Eintrag von Schwefel in das Einzugsgebiet im Bayerischen Wald ist von 20-25 kg/ha\*a Ende der 1980er Jahre auf aktuell unter 5 kg/ha\*a sehr stark gesunken (Abb. 60). Im selben Zeitraum zeigen sich kaum Änderungen beim Schwefelaustrag aus dem Gebiet, welcher um die 10-15 kg/ha\*a schwankt. Dies bedeutet für die Frachtbilanz des Gebietes, dass bis ca. Mitte der 1990er Jahre Schwefel angereichert wurde und seit diesem Zeitpunkt der im Gebiet gespeicherte Schwefel sukzessive abgebaut und ausgetragen wird.

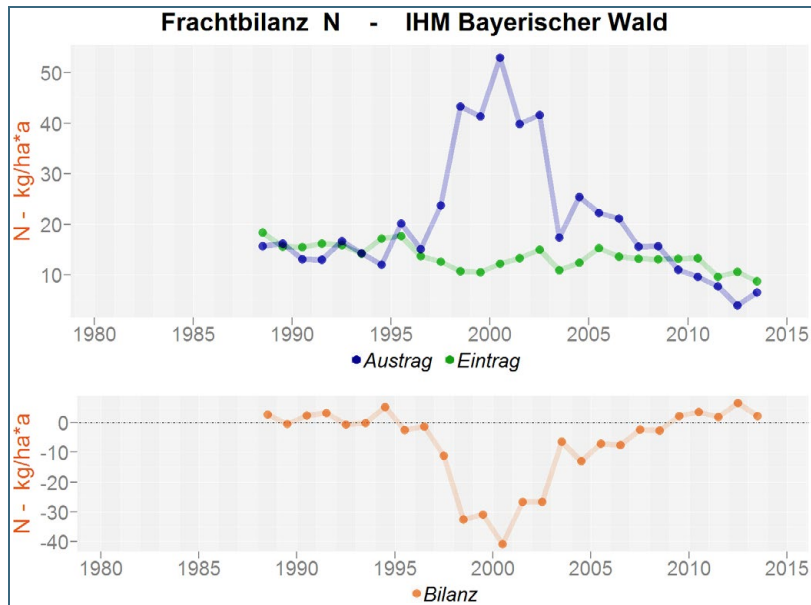


Abb. 59: Berechnete Stickstofffrachten an der Messstelle des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) im Bayerischen Wald. Dargestellt sind Eintrag und Austrag aus dem Einzugsgebiet sowie die daraus resultierende Bilanz.

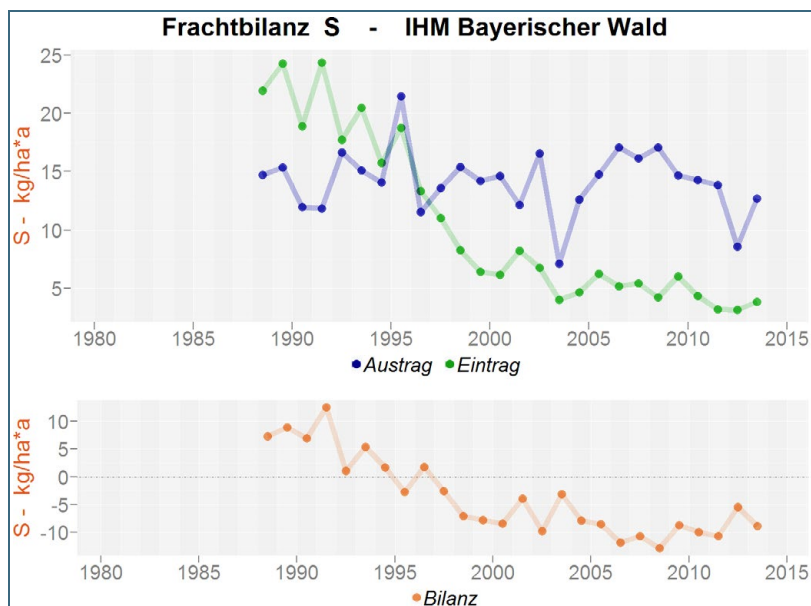


Abb. 60: Berechnete Schwefelfrachten an der Messstelle des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) im Bayerischen Wald. Dargestellt sind Eintrag und Austrag aus dem Einzugsgebiet sowie die daraus resultierende Bilanz.

#### 4.7.3.3 Frachtbilanz Fichtelgebirge

Die Messung des Bestandsniederschlags im Fichtelgebirge musste aufgrund eines Windbruchs durch den Sturm Kyrill 2007 verlegt werden. Dies ist die Ursache für die ab 2007 deutlich niedrigeren Stickstoffeinträge, welche zuvor bei ca. 20 kg/ha\*a auf relativ konstantem Niveau lagen (Abb. 61). In der ausgetragenen Stickstoffmenge lassen sich ebenfalls keine Trends erkennen, wobei die ausgetragenen Frachten nur 20-30% des Eintrags ausmachen. Der festgestellte Stickstoffüberschuss von 5-10 kg/ha\*a bewegt sich in einer ähnlichen Größenordnung wie in den beiden anderen Untersuchungsgebieten.

Wie in den beiden Gebieten zuvor, fand auch im Fichtelgebirge ein sehr deutlicher Rückgang des Schwefeleintrags statt (Abb. 62). Die Einträge waren mit bis zu 50 kg/ha\*a jedoch noch höher als in anderen Regionen. Sie liegen aktuell bei nur noch ca. 5 kg/ha\*a. Der Schwefelaustrag ist im Fichtelgebirge nur sehr schwach rückläufig, so dass auch hier seit ca. Mitte der 1990er Jahre der im Einzugsgebiet gespeicherte Schwefel ausgetragen wird. Zurzeit werden ca. 10 kg/ha\*a Schwefel mehr aus dem Gebiet aus- als eingetragen, was auf eine starke Entsäuerung des Gebietes hinweist, aber auch einen Hinweis darauf gibt, wie groß die dort gespeicherten Mengen noch sein müssen.

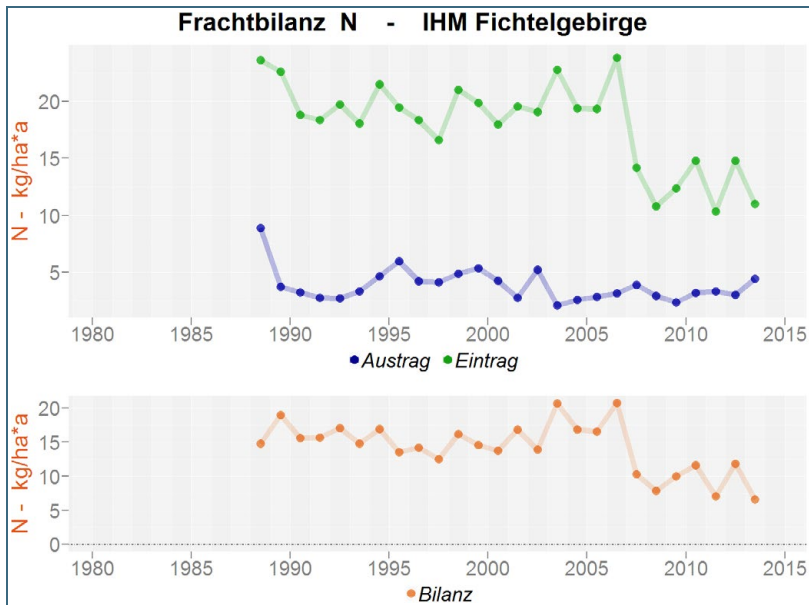


Abb. 61:  
Berechnete Stickstofffrachten an der Messstelle des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) im Fichtelgebirge. Dargestellt sind Eintrag und Austrag aus dem Einzugsgebiet sowie die daraus resultierende Bilanz.

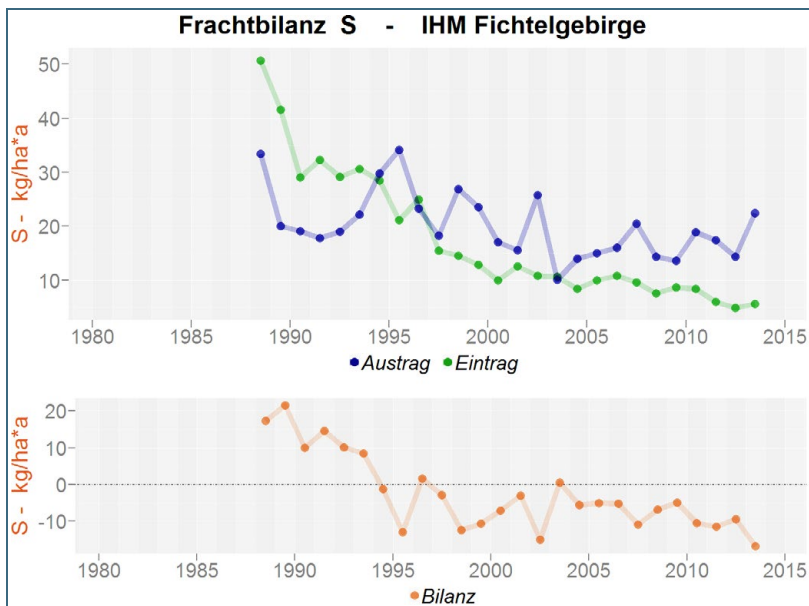


Abb. 62:  
Berechnete Schwefelfrachten an der Messstelle des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) im Fichtelgebirge. Dargestellt sind Eintrag und Austrag aus dem Einzugsgebiet sowie die daraus resultierende Bilanz.

#### 4.7.4 Korrelation chemischer Parameter

Um den Einfluss der chemischen Parameter untereinander abschätzen zu können, wurde für jede Messstelle eine Korrelationsmatrix der gemessenen chemischen Parameter erstellt. Da sich zeigte, dass sich die Korrelationen zum Teil im Laufe der Untersuchungen verändert haben, wurden die Korrelationsmatrizen ebenfalls für drei separate Zeitabschnitte erstellt (1985-1994, 1995-2004 und 2005-2013). Die Detailergebnisse finden sich im digitalen Anhang.

Die Darstellung der Korrelationsmatrix erfolgt immer nach demselben Muster und soll am Beispiel der Fließgewässer-Messstelle Birkenbach für die drei Zeitabschnitte vorgestellt werden (Abb. 63, Abb. 64 und Abb. 65). Auf den Diagonalen sind die Parameter mit ihren Häufigkeitsverteilungen dargestellt. Die Achsenbeschriftungen befinden sich jeweils an den Außenseiten der Korrelationsmatrix. In der unteren Hälfte der Matrix sind die Streudiagramme für jede Parameterkombination dargestellt, während in der gegenüber liegenden oberen Hälfte der Kendall tau Rangkorrelationskoeffizient [12] inklusive p-Wert ( $p < 0,001$  - \*\*\*;  $p < 0,01$  - \*\*;  $p < 0,05$  - \*;  $p < 0,1$  - .) angegeben ist.

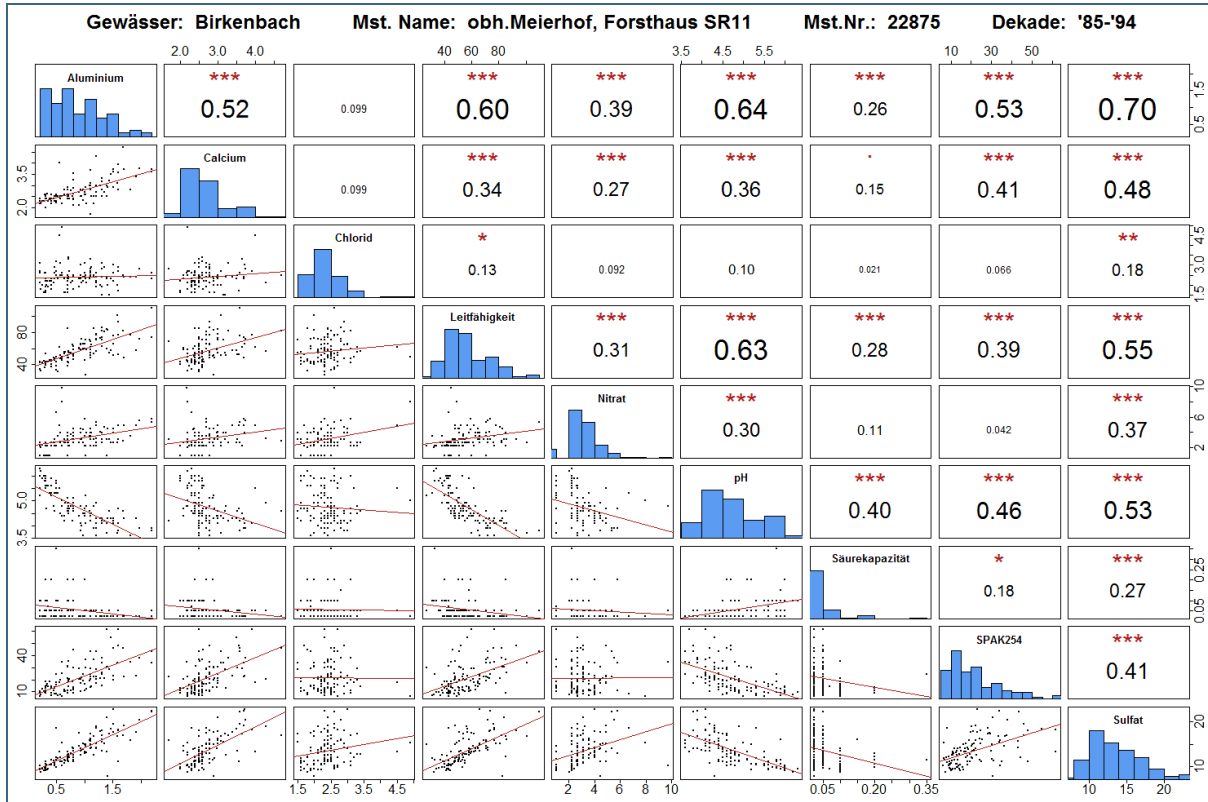


Abb. 63: Korrelationsmatrix der chemischen Messgrößen für die Fließgewässer-Messstelle am Birkenbach für den Zeitraum 1985 bis 1994.

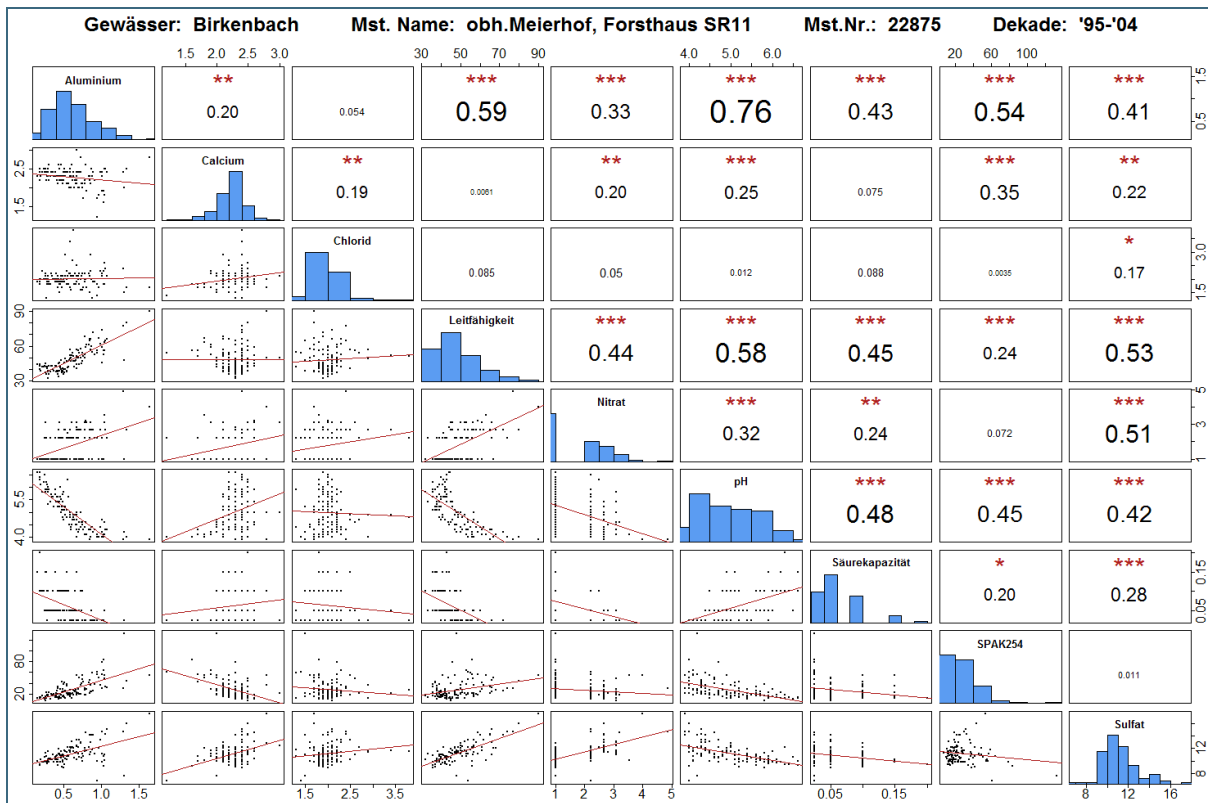


Abb. 64: Korrelationsmatrix der chemischen Messgrößen für die Fließgewässer-Messstelle am Birkenbach für den Zeitraum 1995 bis 2004.

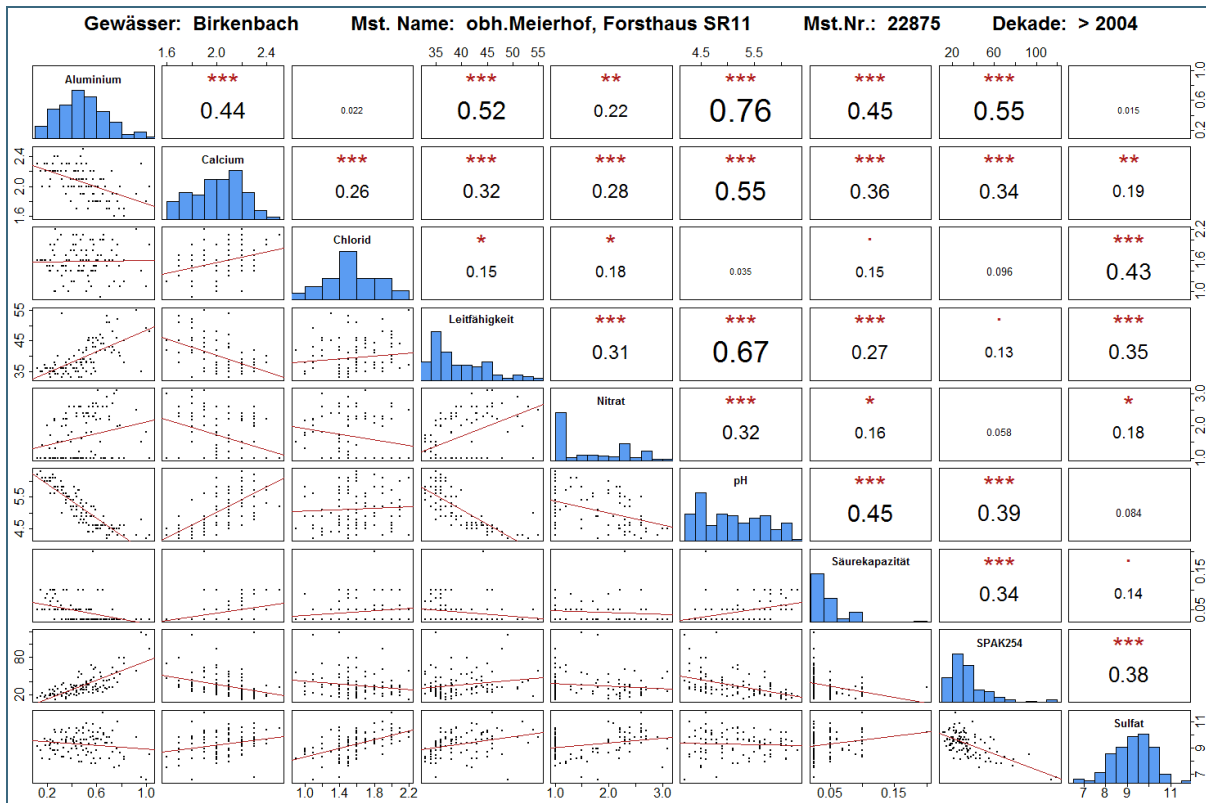


Abb. 65: Korrelationsmatrix der chemischen Messgrößen für die Fließgewässer-Messstelle am Birkenbach für den Zeitraum 2005 bis 2013.

Die Korrelation zwischen Sulfat und pH-Wert beträgt am Birkenbach im ersten Zeitabschnitt (1985-1994) noch 0,53 (Abb. 63). Im aktuellen Zeitraum (2005-2013) ist dieser Wert auf nur noch 0,08 gesunken (Abb. 65) und nicht mehr signifikant korreliert. Somit kann für den Beginn der Untersuchungen ein starker Einfluss von Sulfat auf den pH-Wert diagnostiziert werden, während dieser aktuell davon nicht mehr signifikant beeinflusst wird.

Diese Art der Auswertung wurde für alle Messstellen durchgeführt. So konnte für insgesamt 15 Messstellen eine Abnahme der Korrelation (Tab. 6), wie beim Birkenbach beobachtet werden. An vier Messstellen änderte sich nichts an der Korrelation zwischen Sulfat und pH-Wert, während an 5 Messstellen über den gesamten Zeitraum keine Korrelation zwischen beiden Parametern vorlag. Das gleiche Bild ergab sich für die Korrelation zwischen Sulfat und Aluminium, wo es ebenfalls bei 15 Messstellen zu einer Abnahme der Korrelation kam.

Eine gegensätzliche Entwicklung ist zwischen dem spektralen Absorptionskoeffizienten (254 nm), als Indikator für gelöste organische Substanz, und Aluminium zu beobachten. Dort konnte bei 14 Messstellen eine Zunahme der Korrelation festgestellt werden. Im Zusammenhang mit höheren Gehalten an gelöster organischer Substanz scheint dies durchaus plausibel.

Tab. 6: Veränderung der Korrelation ausgewählter Parameter Kombinationen über die drei Zeitabschnitte.

Parameter für Korrelation	Anzahl der Messstellen mit			
	gleichbleibend keiner Korrelation	Zunahme der Korrelation	Abnahme der Korrelation	gleichbleibend guter Korrelation
Sulfat, pH	5	-	15	4
Sulfat, Al	5	-	15	4
SPAK 254, Al	4	14	1	4



#### 4.7.5 Trends und Entwicklungen

Für alle ausgewerteten Zeitreihen wurde die historische Entwicklung (1985-2013) beschrieben und ein aktueller Trend (2005-2013) ermittelt, der als Indikator für die zukünftige Entwicklung dienen kann. Die Festlegung ob Trends vorliegen wurde mit einer Kombination aus dem nicht parametrischen Mann-Kendall Test ([14], [13],  $p < 0,05$ ) und dem Theil-Sen Schätzer [23] vorgenommen (Detaillauswertung Kapitel 4). Signifikante Änderungen pro Jahr, die weniger als 1/1000 des Wertenniveaus betragen, wurden nicht als Änderung bewertet (z.B. Al 1 mg/l – signifikante Änderung  $< 0,001$  mg/a).

Betrachtet man die historische Entwicklung des pH-Wertes über den gesamten Zeitraum, so ist über fast alle Kompartimente und an den meisten Messstellen ein klar steigender Trend zu verzeichnen (Tab. 7). Einzig bei den Grundwassermessstellen lässt sich für die Mehrheit kein signifikanter Gesamttrend ableiten. Daran ändert sich auch beim aktuellen Trend nichts, so dass beim Grundwasser von keinem oder einem sehr langsam ablaufenden Prozess auszugehen ist. In den anderen Kompartimenten weist der aktuelle Trend für eine größere Zahl an Messstellen keinen signifikanten Anstieg mehr auf. Dies resultiert vor allem daraus, dass sich bei einigen Messstellen ein annähernd versauerungsfreier Zustand eingestellt hat, und somit auch keine gravierenden Änderungen mehr zu erwarten sind. Zusätzlich spielt hier noch ein methodisches Problem eine Rolle, weil der kürzere aktuelle Zeitraum (9 statt 29 Jahre) eine höhere Hürde für signifikante Trendänderungen darstellt.

Tab. 7: Anzahl der Messstellen für die jeweiligen Kompartimente, welche steigende, fallende bzw. keine signifikanten Trends ( $p < 0,05$ ) des pH-Wertes aufweisen, für den gesamten (1985 - 2013) und aktuellen (2005 - 2013) Untersuchungszeitraum.

	Untersuchungsbereich	Entwicklung insgesamt (1985 - 2013)			Trend aktuell (2005 - 2013)			Anzahl Messstellen
		Steigend	Kein sig. Trend	Fallend	Steigend	Kein sig. Trend	Fallend	
pH-Wert	Freilandniederschlag	3	-	-	3	-	-	3
	Bestandsniederschlag	3	-	-	2	1	-	3
	Sickerwasser bis 50 cm	3	-	-	1	2	-	3
	Sickerwasser 100-450 cm	2	2	1	2	3	-	6
	Grundwasser	1	9	2	1	8	2	12
	Quelle	2	1	-	1	2	-	3
	Fließgewässer	25	4	-	11	18	-	29
	SZK 3	8	1	-	3	6	-	9
	SZK 4	7	1	-	4	4	-	8
	SZK 5	10	2	-	4	8	-	12
	Seen	4	-	-	2	1	-	4

Die Sulfatkonzentration zeigt ein ähnlich eindeutiges Muster wie der pH-Wert, da hier an nahezu allen Messstellen der Kompartimente signifikant fallende Trends nachgewiesen werden konnten (Tab. 8). Die Messstellen des Grundwassers zeigen zur Hälfte ebenfalls fallende Sulfatkonzentrationen, während an der anderen Hälfte keine Änderungen bzw. steigende Werte zu beobachten sind.

Von weiterhin signifikant fallenden Sulfatkonzentrationen ist beim Freiland- und Bestandsniederschlag sowie beim Sickerwasser in den oberen Bodenschichten auszugehen. In den anderen Kompartimenten schwächt sich der fallende Trend aus denselben Gründen wie für den pH-Wert im aktuellen Zeitraum etwas ab. Während periodisch saure Fließgewässer (SZK 3) beim aktuellen Trend kaum noch signifikante Änderungen der Sulfatkonzentration aufweisen, zeigen die permanent sauren Fließgewässer (SZK 5) in der Mehrzahl auch weiterhin einen fallenden Trend. Bei den Seen weist aktuell nur noch ein See einen fallenden Trend auf.



Tab. 8: Anzahl der Messstellen für die jeweiligen Kompartimente, welche steigende, fallende bzw. keine signifikanten Trends der Sulfatkonzentration ( $p < 0,05$ ) aufweisen, für den gesamten (1985 - 2013) und aktuellen (2005 - 2013) Untersuchungszeitraum.

	Untersuchungsbereich	Entwicklung insgesamt (1985 - 2013)			Trend aktuell (2005 - 2013)			Anzahl Messstellen
		Steigend	Kein sig. Trend	Fallend	Steigend	Kein sig. Trend	Fallend	
<b>Sulfat</b>	Freilandniederschlag	-	-	3	-	-	3	3
	Bestandsniederschlag	-	-	3	-	-	3	3
	Sickerwasser bis 50 cm	-	-	3	-	-	3	3
	Sickerwasser 100-450 cm	-	-	5	-	3	2	6
	Grundwasser	1	5	6	-	8	3	12
	Quelle	-	1	2	1	1	1	3
	Fließgewässer	-	3	26	1	12	15	29
	SZK 3	-	1	8	-	7	1	9
	SZK 4	-	-	8	1	2	4	8
	SZK 5	-	2	10	-	3	9	12
	Seen	-	-	4	-	2	1	4

Ein uneinheitliches Bild zeigt die Entwicklung des Trends der Nitratkonzentration. Im Niederschlag konnte überall ein fallender Trend beobachtet werden (Tab. 9). Dieser findet sich in abgeschwächter Form auch in den übrigen Kompartimenten wieder, jedoch nicht so deutlich wie beim Sulfat. Bei den Fließgewässern konnte an 5 Messstellen sogar eine signifikante Zunahme über den Gesamtzeitraum festgestellt werden. Auch beim Nitrat zeigt nur noch ein See einen fallenden Trend.

Der aktuelle Trend deutet auch beim Niederschlag auf sich nur noch gering ändernde Nitratkonzentrationen hin. Auch in allen anderen Kompartimenten zeigt sich kein klares Muster der zukünftigen Entwicklung der Nitratkonzentrationen bzw. es ist nicht von größeren Änderungen auszugehen.

Tab. 9: Anzahl der Messstellen für die jeweiligen Kompartimente, welche steigende, fallende bzw. keine signifikanten Trends der Nitratkonzentration ( $p < 0,05$ ) aufweisen, für den gesamten (1985 - 2013) und aktuellen (2005 - 2013) Untersuchungszeitraum.

	Untersuchungsbereich	Entwicklung insgesamt (1985 - 2013)			Trend aktuell (2005 - 2013)			Anzahl Messstellen
		Steigend	Kein sig. Trend	Fallend	Steigend	Kein sig. Trend	Fallend	
<b>Nitrat</b>	Freilandniederschlag	-	-	3	-	1	2	3
	Bestandsniederschlag	-	-	3	-	3	-	3
	Sickerwasser bis 50 cm	-	1	2	-	2	1	3
	Sickerwasser 100-450 cm	-	2	3	-	3	2	6
	Grundwasser	2	4	6	3	7	1	12
	Quelle	-	-	3	-	1	2	3
	Fließgewässer	5	5	19	4	11	14	29
	SZK 3	1	2	6	2	2	5	9
	SZK 4	4	-	4	2	2	4	8
	SZK 5	-	3	9	-	7	5	12
	Seen	-	1	3	-	2	1	4

Die Aluminiumkonzentration zeigt im Sickerwasser fast ausschließlich sinkende Trends (Tab. 10). Im Niederschlag und Grundwasser liegt Aluminium ohnehin nur in äußerst geringen Konzentrationen vor, so dass die dortigen Trends nicht von übergeordneter Bedeutung sind. Besonders erfreulich ist, dass in den meisten Oberflächengewässern signifikant fallende Aluminiumkonzentrationen festgestellt werden. Sehr deutlich ist der Rückgang bei allen Messstellen der permanent stark versauerten Fließgewässer (SZK 5).

Im aktuellen Zeitraum ist der fallende Trend im Sickerwasser immer noch deutlich, so dass hier auch in Zukunft von weiter sinkenden Aluminiumkonzentrationen ausgegangen werden kann. Bei den Oberflächengewässern scheint sich der Trend jedoch etwas abzuschwächen, da hier an den meisten Messstellen keine signifikanten Änderungen mehr festgestellt werden konnten.

Tab. 10: Anzahl der Messstellen für die jeweiligen Kompartimente, welche steigende, fallende bzw. keine signifikanten Trends der Aluminiumkonzentration ( $p < 0,05$ ) aufweisen, für den gesamten (1985 - 2013) und aktuellen (2005 - 2013) Untersuchungszeitraum.

	Untersuchungsbereich	Entwicklung insgesamt (1985 - 2013)			Trend aktuell (2005 - 2013)			Anzahl Messstellen
		Steigend	Kein sig. Trend	Fallend	Steigend	Kein sig. Trend	Fallend	
<b>Aluminium</b>	Freilandniederschlag	-	2	1	-	-	-	3
	Bestandsniederschlag	-	-	-	-	-	-	3
	Sickerwasser bis 50 cm	-	-	3	-	-	3	3
	Sickerwasser 100-450 cm	1	-	4	-	-	5	6
	Grundwasser	2	7	-	-	6	-	12
	Quelle	-	2	1	-	1	2	3
	Fließgewässer	1	7	21	1	23	5	29
	SZK 3	1	4	4	1	8	-	9
	SZK 4	-	3	5	-	7	1	8
	SZK 5	-	-	12	-	8	4	12
	Seen	-	1	2	-	3	-	4

Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet haben im Niederschlag und dem oberen Bodenbereich die Säurekapazitäten (pH 4,3) signifikant zugenommen (Tab. 11). Im tieferen Sickerwasser und dem Grundwasser zeigen sich jedoch kaum Änderungen über die Zeit. Bei den Oberflächengewässern gibt es einige Messstellen mit steigender Säurekapazität, jedoch sind dies meist periodisch (SZK 3) bzw. periodisch stark (SZK 4) versauerte Gewässer, während permanent stark saure Fließgewässer (SZK 5) keine Änderungen zeigen.

Da die Änderungen bei der Säurekapazität (pH 4,3) auf sehr niedrigem Niveau stattfinden, ist es nicht verwunderlich, dass für den aktuellen Trend so gut wie keine signifikanten Änderungen festgestellt werden konnten. Dies bedeutet in den allermeisten Fällen nicht, dass der generelle Trend umgekehrt wurde, sondern vielmehr, dass der Prozess nun deutlich verlangsamt verläuft.

Tab. 11: Anzahl der Messstellen für die jeweiligen Kompartimente, welche steigende, fallende bzw. keine signifikanten Trends der Säurekapazität (pH 4,3) ( $p < 0,05$ ) aufweisen, für den gesamten (1985 - 2013) und aktuellen (2005 - 2013) Untersuchungszeitraum.

	Untersuchungsbereich	Entwicklung insgesamt (1985 - 2013)			Trend aktuell (2005 - 2013)			Anzahl Messstellen
		Steigend	Kein sig. Trend	Fallend	Steigend	Kein sig. Trend	Fallend	
<b>Säurekapazität pH 4,3</b>	Freilandniederschlag	3	-	-	1	2	-	3
	Bestandsniederschlag	2	1	-	-	3	-	3
	Sickerwasser bis 50 cm	3	-	-	-	3	-	3
	Sickerwasser 100-450 cm	1	4	-	-	5	-	6
	Grundwasser	2	10	-	-	11	-	12
	Quelle	1	2	-	-	3	-	3
	Fließgewässer	12	15	-	4	23	-	29
	SZK 3	8	1	-	2	7	-	9
	SZK 4	4	4	-	2	6	-	8
	SZK 5	-	10	-	-	10	-	12
	Seen	2	-	-	-	3	-	4

Änderungen beim spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm (SPAK 254nm) deuten auf Änderungen bei der gelösten organischen Substanz hin. Bei den Oberflächengewässern zeigen sich über den gesamten Untersuchungszeitraum signifikant steigende Werte des SPAK 254nm an fast allen Messstellen (Tab. 12). Dieser Trend ist unabhängig von der Säurezustandsgruppe der Fließgewässer und gleichermaßen an Seen und Fließgewässern zu beobachten.

Im aktuellen Zeitraum lässt sich der Trend nicht gleichermaßen statistisch absichern, ist aber bei den Oberflächengewässern immer noch deutlich ausgeprägt und an vielen Messstellen zu beobachten.

Tab. 12: Anzahl der Messstellen für die jeweiligen Kompartimente, welche steigende, fallende bzw. keine signifikanten Trends des Spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm (SPAK 254nm) ( $p < 0,05$ ) aufweisen, für den gesamten (1985 - 2013) und aktuellen (2005 - 2013) Untersuchungszeitraum.

	Untersuchungsbereich	Entwicklung insgesamt (1985 - 2013)			Trend aktuell (2005 - 2013)			Anzahl Messstellen
		Steigend	Kein sig. Trend	Fallend	Steigend	Kein sig. Trend	Fallend	
<b>SPAK 254nm</b>	Freilandniederschlag	-	-	3	-	3	-	3
	Bestandsniederschlag	1	1	1	1	2	-	3
	Sickerwasser bis 50 cm	1	-	2	2	-	1	3
	Sickerwasser 100-450 cm	3	-	2	-	3	2	6
	Grundwasser	2	6	4	-	9	-	12
	Quelle	1	2	-	-	3	-	3
	Fließgewässer	26	1	-	10	16	1	29
	SZK 3	9	-	-	3	5	-	9
	SZK 4	7	1	-	3	3	1	8
	SZK 5	9	1	-	4	8	-	12
	Seen	3	-	-	1	1	-	4

#### 4.7.6 Regionaler Überblick der Trends und Entwicklungen

Der Trend zur Erholung ist in allen Regionen gleich stark ausgeprägt. Dies zeigt sehr deutlich die regionale Darstellung des pH-Wert-Trends in Abb. 66 über den gesamten Untersuchungszeitraum von 1985 bis 2013. In allen Regionen zeigt die Mehrzahl der Messstellen eine Erholung. Einzig bei den Grundwasser-Messstellen ist diese Tendenz nicht so deutlich. Dies gilt für alle Gebiete in gleicher Weise.

Die signifikante Abnahme der Sulfatkonzentration über den gesamten Untersuchungszeitraum ist ebenfalls an fast allen Messstellen in Bayern zu beobachten und nicht auf einzelne Regionen beschränkt (Abb. 67). An einigen Grundwassermessstellen lässt sich kein fallender Trend nachweisen. Weitere Darstellungen der aktuellen Trends und historischen Entwicklungen finden sich im digitalen Anhang.

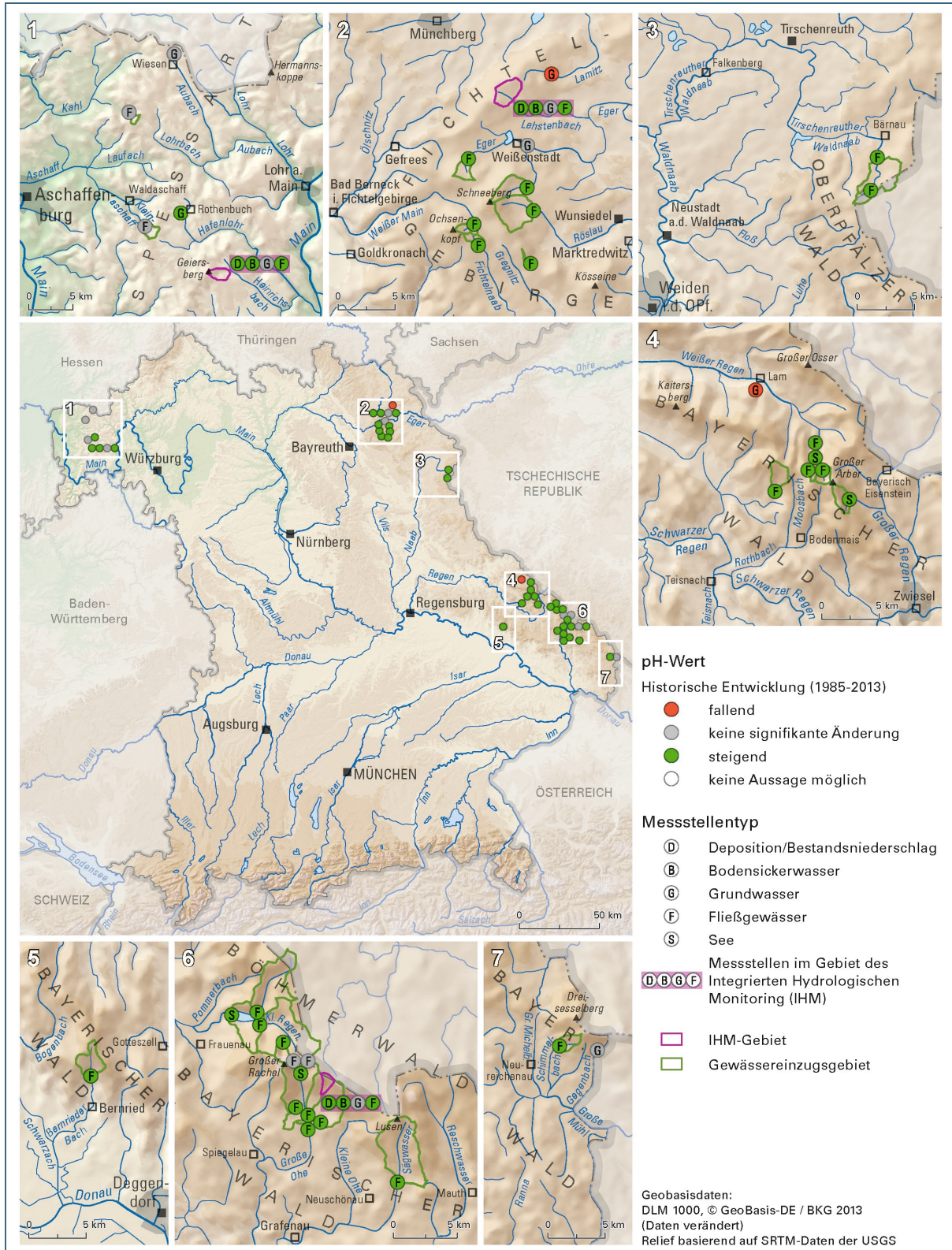


Abb. 66: Regionale Darstellung des Trends des pH-Wertes (Zeitraum 1985 bis 2013) für die untersuchten Messstellen der verschiedenen Kompartimente.



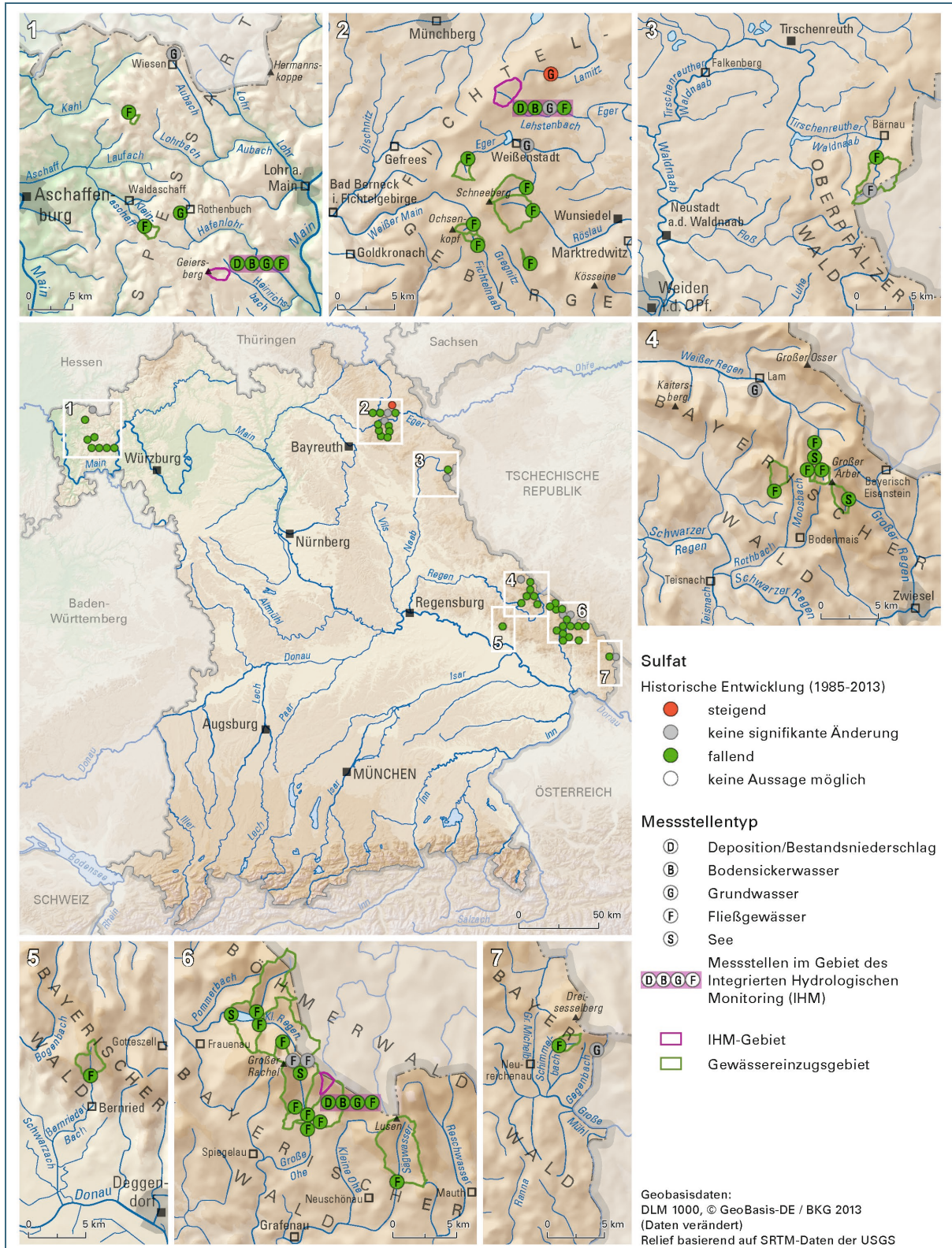


Abb. 67: Regionale Darstellung des Trends der Sulfatkonzentration (Zeitraum 1985 bis 2013) für die untersuchten Messstellen der verschiedenen Kompartimente.



## 5 Monitoring biologischer Parameter

Biologische Verfahren haben bei der Indikation von Versauerung in Fließgewässern und Seen eine lange Tradition. Sie haben gegenüber chemischen Untersuchungen zwei entscheidende Vorteile:

- Sie spiegeln den Zustand des Gewässers über einen längeren Zeitraum hinweg wider
- Sie integrieren alle Umwelteinflüsse und geben so den Gesamtzustand wieder

Dies ist für die Bewertung des Zustands der Gewässer von entscheidender Bedeutung, denn chemische Analysen können immer nur die Qualität zum Zeitpunkt der Beprobung und auch nur für die gemessenen Parameter wiedergeben. Daher sind biologische Verfahren auch ein essentieller Bestandteil des Versauerungsmonitorings und werden seit Beginn der Untersuchungen regelmäßig eingesetzt.

### 5.1 Fließgewässer

Bereits zu Beginn der Untersuchungen 1982 wurde an den ersten Fließgewässern des Versauerungsmonitorings das Makrozoobenthos als biologische Komponente untersucht und ausgewertet. Als weiterer Indikator der Versauerung kamen 1994 die Diatomeen (Kieselalgen) hinzu, so dass zwei verschiedene biologische Indikationssysteme zur Bewertung des Versauerungszustands zur Verfügung stehen.

#### 5.1.1 Makrozoobenthos (Fließgewässer)

Da das Makrozoobenthos seit vielen Jahren untersucht wird und sich während dieser Zeitspanne der Kenntnisstand bzgl. Taxonomie und Bestimmung, aber zum Teil auch die Erfassungsintensität deutlich verbesserte, war eine Harmonisierung des gesamten Datenbestands vor der Auswertung erforderlich [8]. Dies bedeutet, dass für jede Probestelle überprüft wurde, ob sich das Bestimmungs- und/oder Erfassungsniveau über die Zeitreihe erkennbar verändert hat. War dies der Fall, wurden folgende Anpassungen ausgeführt:

- Zusammenfassen von Arten, die erst im Lauf der Untersuchung überhaupt (sicher) differenzierbar wurden, auf das kleinste gemeinsame Niveau (Gattung, Unterfamilie oder Familie),
- in wenigen Fällen ausnahmsweise auch umgekehrt: Zuordnung vereinzelter Gattungsnachweise, wenn über die gesamte Untersuchung stetig ausschließlich eine Art dieser Gattung nachgewiesen wurde und dort im Wesentlichen auch nur diese Art zu erwarten ist,
- Eliminieren von Arten oder Taxa, die mit der gängigen Methodik grundsätzlich nicht konsequent erfassbar sind,
- Eliminieren von Arten oder Taxa aus dem Datenbestand, die ganz offensichtlich nicht konsequent erfasst oder differenziert wurden,
- in einigen wenigen Fällen auch Korrektur von einzelnen sehr unwahrscheinlichen Artbestimmungen, insbesondere bei in der Zeitreihe (einmalig) abweichenden Bestimmungen.

Als Index für die Bewertung versauerungsbedingter Veränderungen der Makrozoobenthos-Gemeinschaften wurden die Säurezustandsklassen nach [5] herangezogen. Grundlage ist eine differenzierte Einstufung (Skalierung 1 bis 5) der potenziell in versauerungsgefährdeten Fließgewässern vorkommenden Benthosorganismen nach ihrer Empfindlichkeit gegenüber dem Stressor "Versauerung". Nachweise einer Art oder mehrerer Arten der empfindlichsten Klasse führen, soweit eine Mindestbestandsgröße erreicht wird, unmittelbar zur entsprechenden "Säurezustandsklasse". Konkret

werden zur Ermittlung die Häufigkeitsklassen aller bei einer Beprobung nachgewiesenen Indikatorarten beginnend bei den säureempfindlichsten Taxa der Säureklasse 1 und ggf. fortschreitend bis Klasse 5 solange addiert, bis ein Schwellenwert von "4" erreicht ist. Die Indikation, in der die Summe von 4 erreicht wird, bestimmt die Säurezustandsklasse.

Eine niedrigere Säurezustandsklasse entspricht damit einer Verbesserung des Versauerungszustands des Gewässers und indiziert eine Erholung von der Versauerung. Um dies auch statistisch abzusichern wurde folgender Ansatz gewählt:

- Zeitliche Änderungen wurden über zwei nicht parametrische, für ordinalskalierte Daten geeignete, Tests untersucht: Spearman's rho [7]; Kendall's tau [12]
- Als signifikant wurden Änderungen ab einer Wahrscheinlichkeit von  $p < 0,1$  angesehen

Es wurde für alle Messstellen die zeitliche Entwicklung der Säurezustandsklassen (SZK) aufgezeigt, wie exemplarisch am Weißen Main dargestellt (Abb. 68). Die Darstellungen für weitere Messstellen finden sich im digitalen Anhang. Die farbliche Kennzeichnung der Punkte gibt die Jahreszeit der Untersuchung wieder – Winter (Dez., Jan., Febr.), Frühling (März, April, Mai), Sommer (Juni, Juli, Aug.) und Herbst (Sept., Okt., Nov.). Zusätzlich ist das Ergebnis der statistischen Tests angegeben, welche beide beispielsweise für den Weißen Main eine signifikante Verbesserung bestätigen.

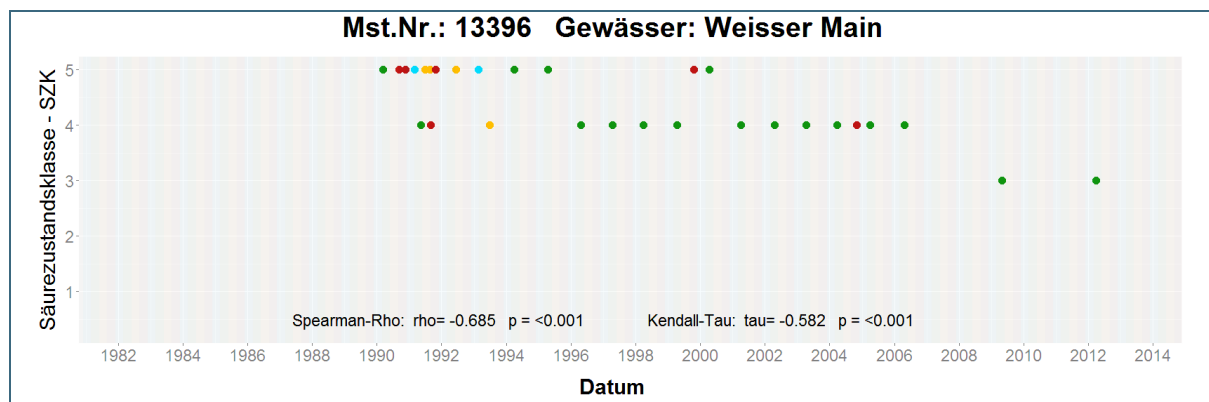


Abb. 68: Zeitliche Entwicklung der Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos an der Fließgewässer-Messstelle Weißer Main (grün – Frühling; gelb – Sommer; rotbraun – Herbst; blau – Winter).

An insgesamt 14 der 26 Messstellen ließ sich eine Verbesserung der SZK statistisch absichern. Betrachtet man die Verteilung der SZK der Fließgewässer-Messstellen, so bestätigt sich der positive Trend (Tab. 13). Die Anzahl der Messstellen mit SZK 2 oder besser ist von 4 auf 9 gestiegen während die Anzahl in den extrem sauren Klassen von 4-5 oder schlechter sich von 7 auf 2 reduziert hat.

Säurezustandsklasse	Anzahl Messstellen in SZK	
	1985-1994	2005-2013
1	-	2
1-2	-	1
2	4	6
2-3	4	2
3	4	4
3-4	2	1
4	2	5
4-5	5	2
5	2	-

Tab. 13: Anzahl der Messstellen der Fließgewässer mit der jeweiligen Säurezustandsklasse zu Beginn des Monitorings (1985-1994) und im aktuellen Zeitraum (2005-2013).

Regionen in denen aktuell noch Fließgewässer mit SZK 4 auftreten sind das Fichtelgebirge und der Bayerische Wald (Abb. 69). Dort befinden sich auch die drei Fließgewässer, die aktuell der SZK 1 zugeordnet werden können.

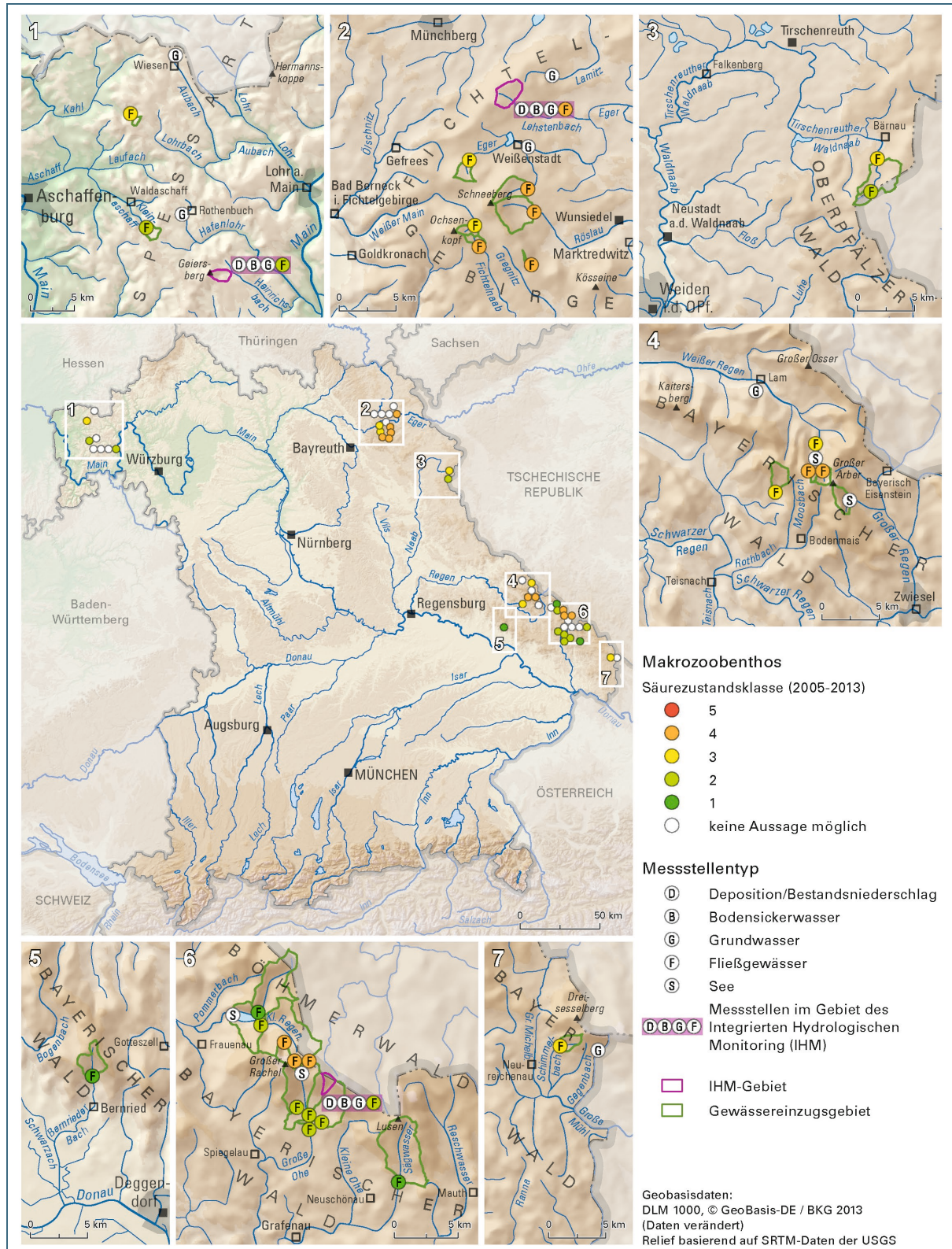


Abb. 69: Regionale Darstellung der aktuellen Säurezustandsklassen (Zeitraum 2005 bis 2013) des Makrozoobenthos für die untersuchten Messstellen der Fließgewässer.



An keinem Fließgewässer ist eine Verschlechterung des Zustands über die SZK zu beobachten. Hin- gegen zeigen 14 Messstellen einen signifikanten Trend zur Verbesserung (Abb. 70).

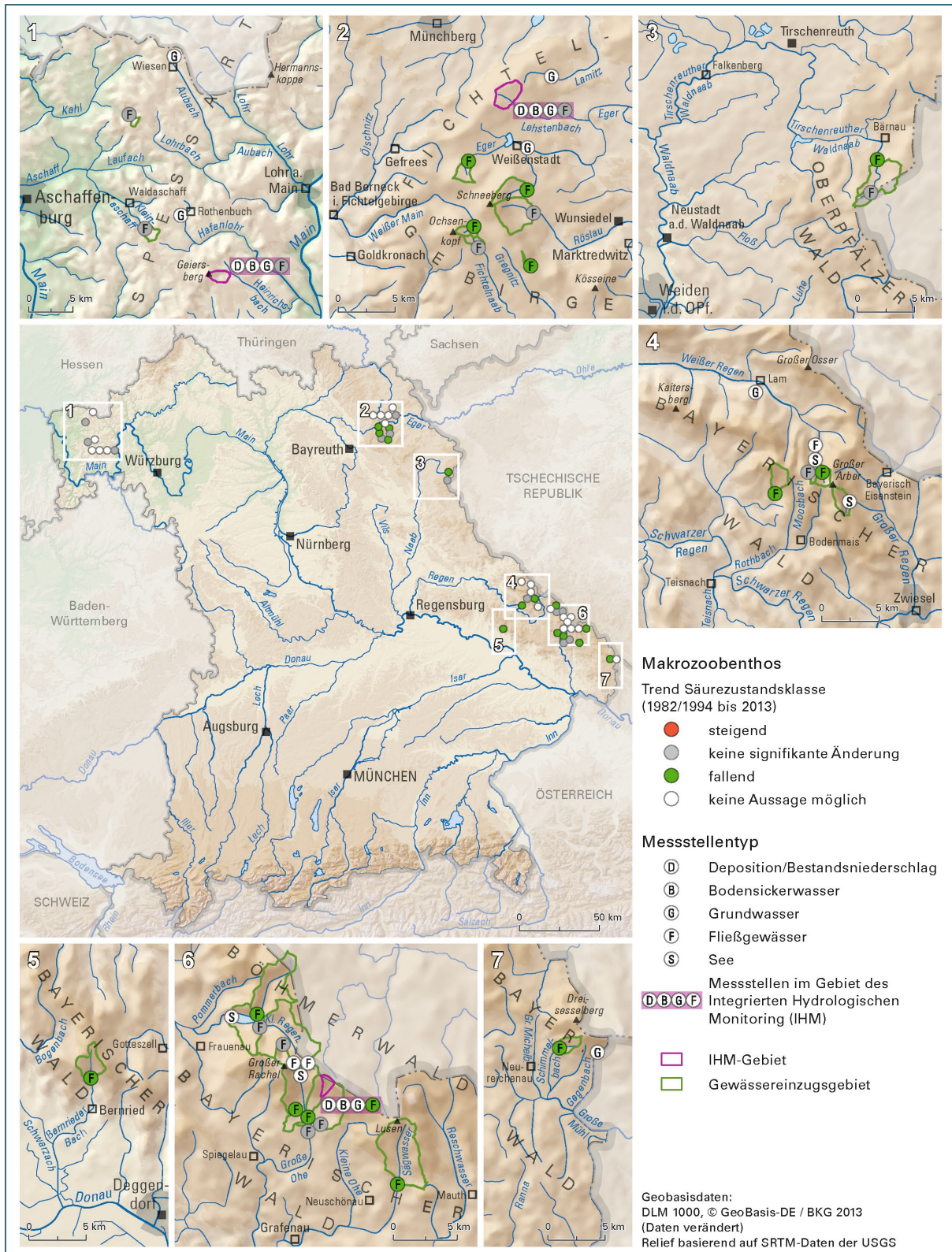


Abb. 70: Regionale Darstellung des Trends der Säurezustandsklasse (gesamter Zeitraum 1982/1994 bis 2013) des Makrozoobenthos für die untersuchten Messstellen der Fließgewässer.

### 5.1.2 Diatomeen (Fließgewässer)

Die Untersuchungen der Diatomeenflora fanden in den Jahren 1994 bis 2011 statt. Während dieser Zeit hat sich der Umfang der verfügbaren Bestimmungsliteratur erheblich erweitert. Um die Vergleichbarkeit der erfassten Daten zu gewährleisten, wurden diese einer taxonomischen Harmonisierung unterzogen (HOFMANN 2014), welche folgende Schritte beinhaltete:

- Alte Taxanamen (Synonyme) wurden in die aktuell gültige Nomenklatur überführt, die dem Stand der bundesdeutschen Taxaliste vom September 2011 entspricht.
- Taxa, die sowohl mit Synonymen als auch mit gültigen Namen geführt waren, wurden zusammengefasst.
- Schwer differenzierbare Varietäten einer Art wurden unter der Artbezeichnung vereint.
- Arten, die entweder schwer zu unterscheiden sind und/oder deren Identität durch mehrfache Umbenennungen in der Literatur nicht mehr eindeutig zugeordnet werden können, wurden unter einer Taxabezeichnung zusammengefasst.

Die harmonisierte Liste wurde abschließend einer Plausibilitätsprüfung unterzogen. Dabei wurden die Taxa auf Gattungsniveau herabgestuft, deren Vorkommen in den untersuchten Gewässern aufgrund ihrer autökologischen Kenngrößen mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden können.

Zur Beschreibung der zeitlichen Entwicklungen der Probestellen wurden verschiedene Verfahren und Metrics auf den bestehenden Datensatz angewendet (Tab. 14).

Verfahren	Quelle
pH-Gruppen	[11], [25], [10]
Dystrophie-Zeiger	[10]
Acidity-Index	[2]
pH-Index <sub>Fließgewässer</sub>	[10]
Versauerungsquotient	[10]
Versauerungsindex	[1]
PHYLIB	[18], [19]

Tab. 14:  
Angewandte Bewertungsverfahren für die Diatomeen.

Eine große Zahl der Verfahren greift auf die Klassifizierung der Diatomeen in Säuregruppen [11], [25] zurück (Tab. 15).

Säuregruppen	Verbreitung im pH-Spektrum
Acidobiont	Vorkommen bei pH < 7, optimale Verbreitung bei pH < 5.5
Acidophil	Vorkommen um pH 7, überwiegende Verbreitung bei pH < 7
Circumneutral	Vorkommen im Bereich um pH 7
Alkaliphil	Vorkommen um pH 7, vorwiegende Verbreitung bei pH > 7
Alkalibiont	Vorkommen ausschließlich bei pH > 7, opt. Verbreitung bei pH 8,5
Indifferent	Verbreitung im pH-Spektrum ohne erkennbares Optimum

Tab. 15:  
Definition der pH-Gruppen nach [11] und [25].

Die gelisteten Verfahren wurden auf deren Eignung hin geprüft. Dabei stellte sich der Acidity Index (ACID) nach [2] als der für die Fragestellung am besten geeignete heraus.



Der Index wird wie folgt berechnet:

$$\text{Acidity-Index:} \quad \left[ \log_{10} \left( \frac{\text{ADMI}}{\text{EUNO}} + 0,003 \right) + 2,5 \right] + \left[ \log_{10} \left( \frac{\text{neutr} + \text{alkbp}}{\text{acibp}} + 0,003 \right) + 2,5 \right]$$

ADMI = Prozentualer Anteil von *Achnanthes minutissima*  
 EUNO = Summenanteil *Eunotia*-Arten  
 neutr = Summenanteil circumneutrale Diatomeen  
 alkbp = Summenanteil alkalibionte und alkaliphile Diatomeen  
 acibp = Summenanteil acidobionte und acidophile Diatomeen

Diese numerische Quantifizierung bietet den Vorteil, dass unterschiedliche Grade der Versauerung auch innerhalb der einzelnen Säurezustandsklassen abgebildet werden können. Ein großes Defizit besteht jedoch darin, dass eine „Bewertungsskala“ der Indexwerte derzeit noch fehlt. Die Indizes können theoretisch Werte zwischen 0 und 10 annehmen. Je kleiner der Wert, umso stärker die Versauerung.

Außerdem stellte sich heraus, dass der im Rahmen des Projektes „25 Jahre Versauerungsmonitoring in Bayern“ entwickelte DiAc-Index (Diatom Acidity Index) für den verwendeten Projektdatensatz sehr plausible Ergebnisse lieferte:

$$\text{DiAc-Index:} \quad \left( \log_{10} \left[ \frac{\sqrt{\text{circ} + \text{alkf} + \text{alkb} + 0,1}}{\text{acb} + 0,1} \right] + 2,5 \right) * 22,22$$

circ = Summenanteil circumneutrale Diatomeen in %  
 alkf = Summenanteil alkaliphile Diatomeen in %  
 alkb = Summenanteil alkalibionte Diatomeen in %  
 acb = Summenanteil acidobionte Diatomeen in %  
 (die Faktoren 2,5 und 22,22 dienen zur Justierung auf den Bereich von 0 bis 100)

In diesem Bericht wird ausschließlich auf die Auswertungen mittels Acidity-Index näher eingegangen, da dieser sich bereits etabliert hat. Die Auswertungen weiterer Diatomeen Indices finden sich im digitalen Anhang.

Zum Test zeitlicher Änderungen wurde der nicht parametrische Mann-Kendall Test ([14], [13]) in Kombination mit dem Theil-Sen Schätzer [23] verwendet. Analog zum Vorgehen beim Makrozoobenthos, wurden auch für die Diatomeen Trends ab einem Signifikanzniveau von  $p < 0,1$  als signifikant angesehen.

Für alle Messstellen wurde die zeitliche Entwicklung des Acidity-Index (ACID) dargestellt. Dies wird im Folgenden exemplarisch für den Schimmelbach graphisch dargestellt (Abb. 71). Die Auswertungen für weitere Fließgewässer befinden sich im digitalen Anhang. Die farbliche Kennzeichnung der Punkte gibt die Jahreszeit der Untersuchung wieder – Frühling (März, April, Mai) und Herbst (Sept., Okt., Nov.). Zusätzlich ist das Ergebnis des Trendtests in der Graphik angegeben, welches für den Schimmelbach einen signifikant positiven Trend bestätigt.

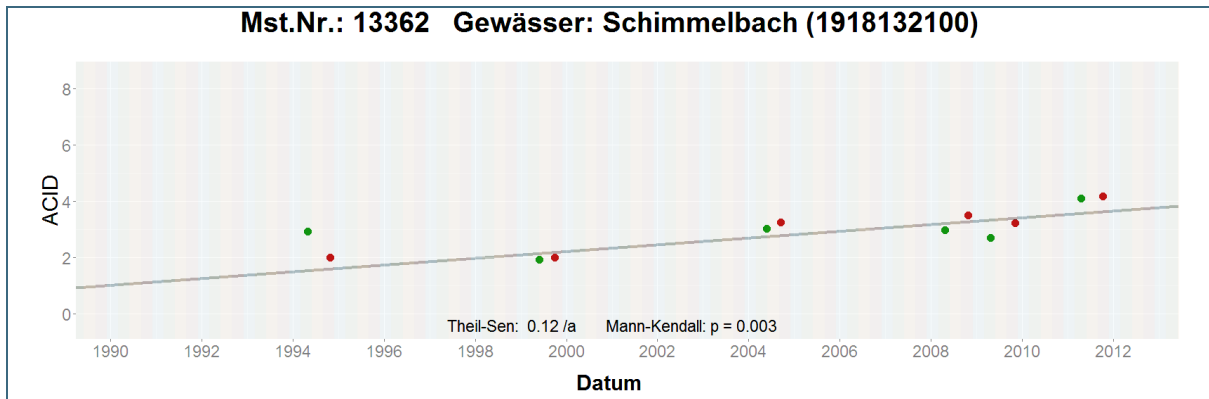


Abb. 71: Zeitliche Entwicklung des Acidity-Index (ACID) der Diatomeen an der Fließgewässer Messstelle Schimmelbach (grün – Frühling; rotbraun – Herbst).

Insgesamt konnte über den Acidity-Index der Diatomeen nur an 6 von 24 Messstellen eine signifikante Verbesserung des Versauerungszustands belegt werden. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass der Beobachtungszeitraum im Vergleich zum Makrozoobenthos deutlich kürzer ist. Da manche Messreihen teilweise nur aus 4 bis 8 Einzelwerten bestehen, sind statistisch signifikante Änderungen nicht zu erwarten.

Dass eine Verbesserung des Zustands auch über den Acidity-Index (ACID) der Diatomeen erkennbar ist, zeigt die Verteilung der Monitoringmessstellen auf die ACID-Bereiche (Tab. 16). Hier nimmt die Anzahl der Messstellen mit Werten des Acidity-Index über 5 von 2 Messstellen 1994 auf 7 im Zeitraum 2005-2013 stark zu, während die Anzahl der Messstellen im niedrigsten Bereich <1 von 4 auf 2 sinkt.

Acidity-Index (ACID) Bereich	Anzahl Messstellen in ACID-Bereich	
	1994	2005-2013
<1	4	2
1 - <2	1	2
2 - <3	6	4
3 - <4	2	1
4 - <5	4	3
5 - <6	1	5
6 - <7	1	1
7 - <8		1

Tab. 16:  
Anzahl der Messstellen der Fließgewässer mit einem Acidity-Index im jeweiligen Bereich zu Beginn des Monitorings (1994) und im aktuellen Zeitraum (2005-2013).

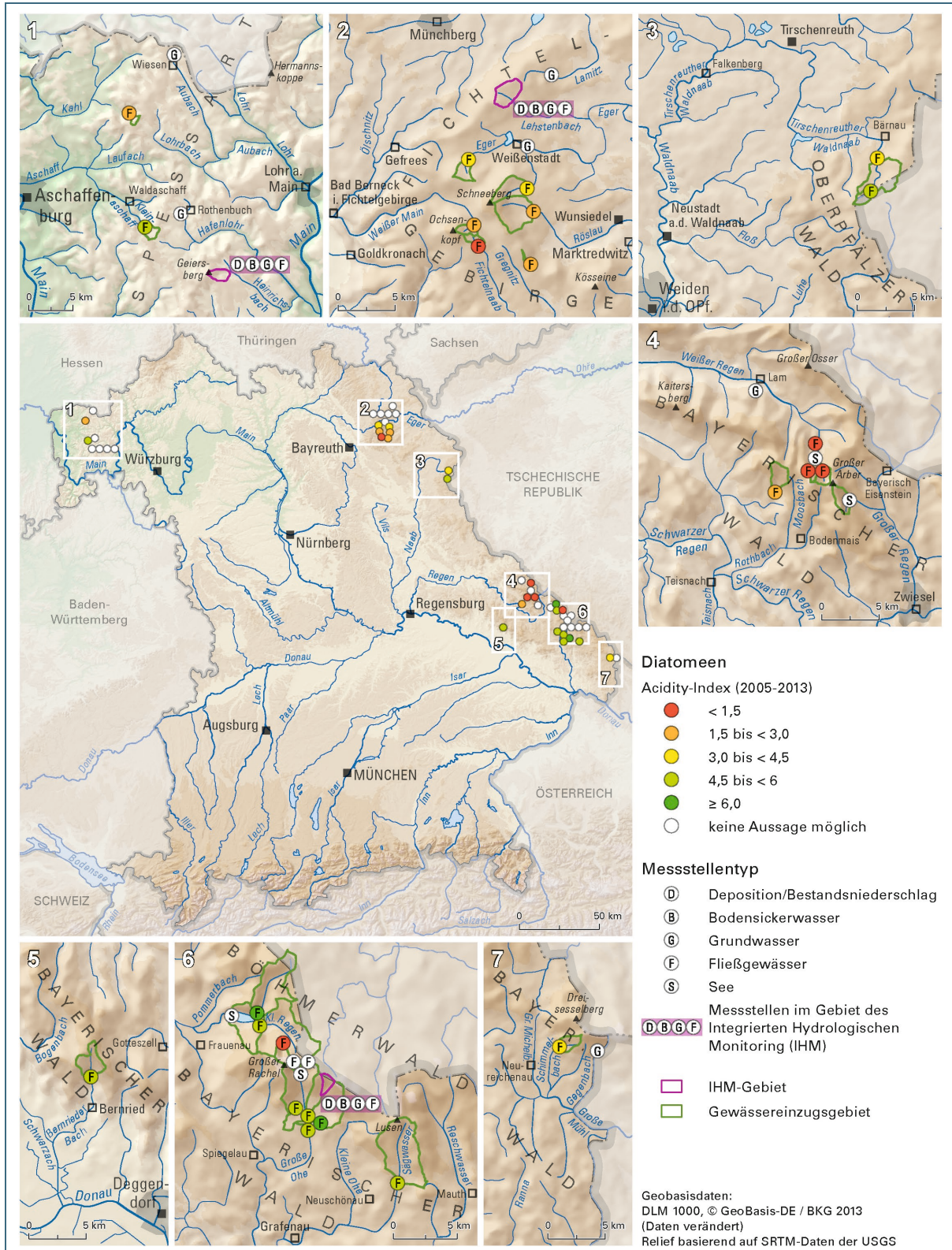


Abb. 72: Regionale Darstellung des Acidity-Index (Zeitraum 2005 bis 2013) der Diatomeen für die untersuchten Messstellen der Fließgewässer.

Im aktuellen Zeitraum (2005-2013) finden sich sehr niedrige Werte des Acidity-Index der Diatomeen in den Hochlagen des Bayerischen Walds und im Fichtelgebirge (Abb. 72).



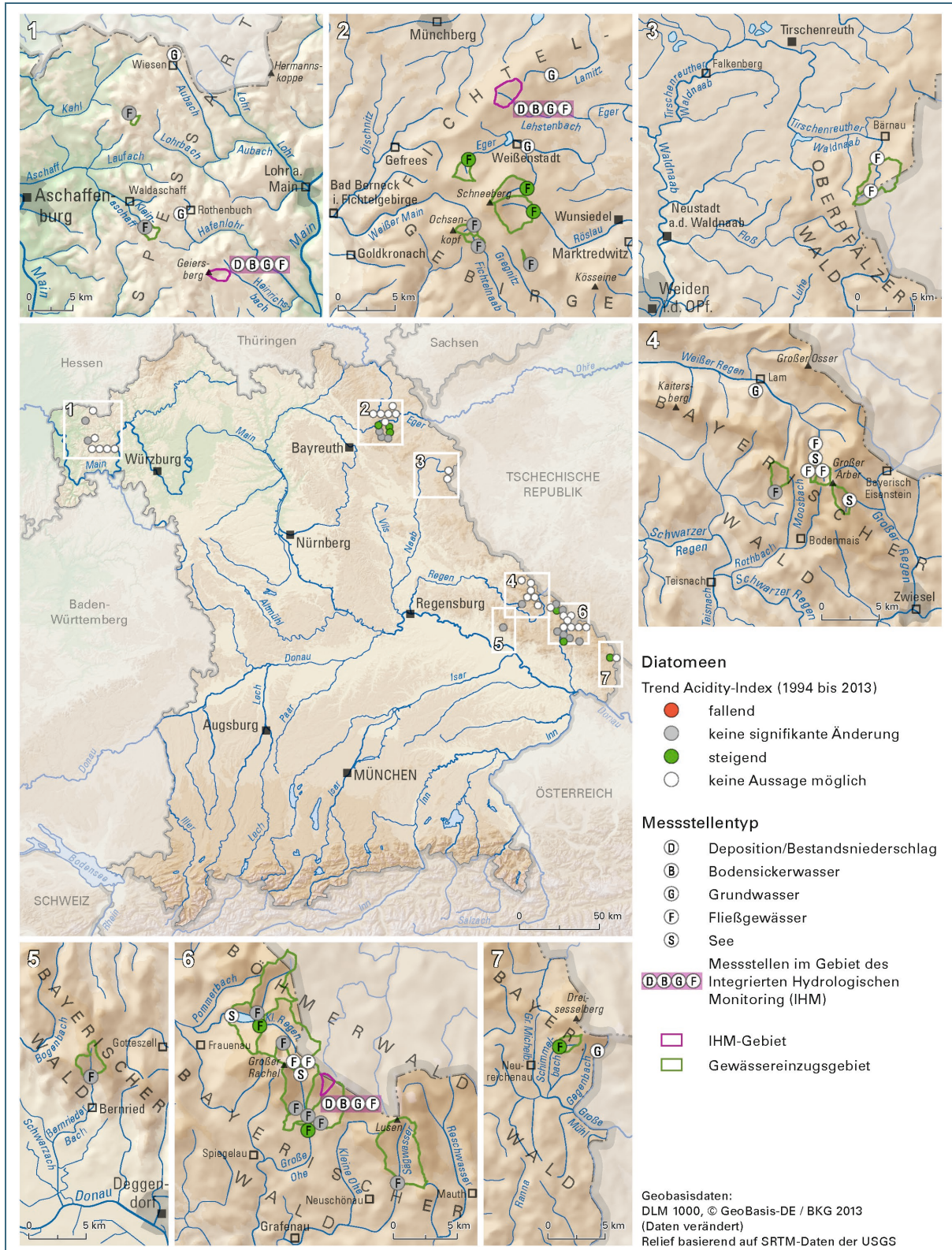


Abb. 73: Regionale Darstellung des Trends des Acidity-Index (gesamter Zeitraum 1994 bis 2013) der Diatomeen für die untersuchten Messstellen der Fließgewässer.

Beim Acidity-Index der Diatomeen weisen nur sehr wenige Messstellen einen statistisch signifikanten positiven Trend auf. Diese Messstellen liegen im Fichtelgebirge und dem Bayerischen Wald (Abb. 73).

## 5.2 Seen

Als potentielle Indikatoren für Versauerungserscheinungen eignen sich an Seen die Biokomponenten Phytoplankton, Zooplankton, Makrozoobenthos, Makrophyten und die Diatomeen.

Die Seen im bayerischen Versauerungsmonitoring-Programm sind alle mehr oder weniger schlecht zugänglich. Dies erschwert den Transport des benötigten Materials (Boot, Probenahmegeräte). Zudem erstreckt sich die Phase mit winterlichen Witterungsbedingungen (Eis und Schnee) über einen langen Zeitraum, was eine biologische Probenahme zu diesen Zeiten unmöglich macht. Der jährliche Probenahmezeitraum ist dadurch eingeschränkt. Aus diesem Grund liegen zu den Biokomponenten weniger verwertbare Daten vor. Soweit möglich wurden regelmäßig Phyto- und Zooplanktonproben genommen. Aus früheren und aktuellen Untersuchungen zu den Biokomponenten Makrozoobenthos, Makrophyten und benthische Diatomeen lassen sich zusätzlich Erkenntnisse zur Entwicklung der Versauerung gewinnen. Verfahren zur Klassifizierung der Versauerung liegen für Seen bisher kaum vor, zudem verlangen solche Verfahren vergleichbare und quantifizierbare Eingangsdaten in einer definierten Mindestzahl, die aus den genannten Gründen an den versauerten Seen des bayerischen Waldes nicht erhoben werden konnten. Es ist jedoch möglich, über die Entwicklung der Zusammensetzung des Artenspektrums und der Artenzahl verschiedener Biokomponenten mögliche Veränderungen im Versauerungsstatus zu beschreiben.

### 5.2.1 Phytoplankton, Zooplankton, Makrozoobenthos

Noch bis zum Jahr 2006 konnte anhand der Phytoplanktonzusammensetzung kaum ein erkennbarer Trend der Änderung der Artenzusammensetzung in den versauerten Seen erkannt werden. Sich andeutende Wechsel von einer Dominanz der Dinophyceen hin zu einer solchen der Chrysophyceen zeigten eine beginnende Entspannung der Versauerungssituation auf, die sich bis heute fortgesetzt und verstärkt hat. Am Rachelsee blieb diese Veränderung zunächst aus, und fand wegen im dortigen Einzugsgebiet aufgetretenen großräumigen Borkenkäferkalamitäten stark verzögert statt [20]. Bei der Zooplanktonentwicklung steht besonders das Wiederauftreten säuresensibler Arten im Fokus, wie es zunächst in den versauerten Böhmerwaldseen in Tschechien beobachtet werden konnte [26]. Untersuchungen aller wesentlichen Biokomponenten (Phytoplankton, Zooplankton, Makrozoobenthos) in der jüngsten Zeit erbrachten den Nachweis, dass auch in den sauren Seen des bayerischen Waldes solche sensiblen Arten (wieder) auftreten bzw. die Artenzahlen ansteigen, was als Zeichen der Entspannung zu werten ist und die chemisch-physikalischen Ergebnisse widerspiegelt [27], [9].

### 5.2.2 Diatomeen (historischer Vergleich)

Kieselalgen (Diatomeen) sind die Organismen, die hervorragend für die Bewertung von Versauerung in Seen geeignet sind. Sie werden außerdem schon sehr lange untersucht und es gibt zahlreiche Erkenntnisse hinsichtlich ihrer autökologischen Präferenzen. Ein weiterer Vorteil ist, dass sie aufgrund Ihrer Präparationsmethode sehr lange haltbar sind und man damit auch historische Proben aus alten Sammlungen zum Vergleich heranziehen kann. Auch die Seen im Versauerungsmonitoring waren immer mal wieder Gegenstand von Untersuchungen. Erste Präparate liegen aus dem Jahr 1912 vor. Diese historischen Proben aus verschiedenen Sammlungen wurden in die Auswertung mit einbezogen (Abb. 74). Sie bieten die Chance, einen Blick auf die historische Entwicklung der Seenversauerung zu werfen.

Die Seen des Versauerungsmonitorings sind in den geprüften Sammlungen durch insgesamt acht Proben vertreten. Davon stammen sechs Proben aus dem Großen Arbersee. Der Kleine Arbersee und der Rachelsee sind lediglich durch eine Probe vertreten. Sie wurden mit aktuellen Proben aus dem Jahr 2013 verglichen.



Unterschiede in der Methodik der Probenahme und Präparation wurden dabei außer Acht gelassen, da es um einen qualitativen Vergleich des Anteils der vorkommenden Säurezeiger geht. Auch die Tatsache, dass die Proben unter Umständen nicht an derselben Stelle im See genommen wurden, wurde nicht berücksichtigt.

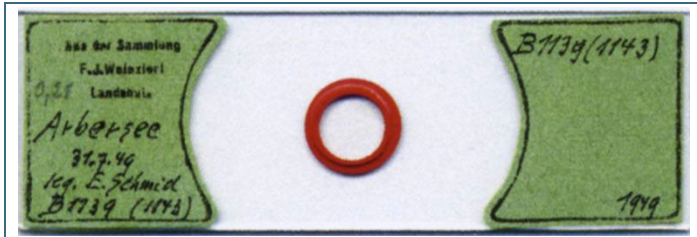


Abb. 74:  
Beispiel eines Diatomeen Präparats des Arbersees aus der Sammlung Weinzierl.

Der Nachweis von Kieselalgen beschränkt sich nicht nur auf die Wasserphase. Vielmehr lassen sie sich auch in den Sedimenten der Seen nachweisen. Ergänzend wurde daher die Untersuchung von [3] herangezogen, der in seiner Dissertation Sedimentkerne verschiedener versauerungssensitiver deutscher Seen diatomologisch untersuchte. Verfügbar waren jedoch nur die Daten der Oberflächensedimente vom Großen und Kleinen Arbersee sowie vom Rachelsee. Für die tiefer gelegenen älteren Schichten lagen keine Artenlisten vor. Die Entnahme der Sedimentkerne erfolgte in den Jahren 1982 und 1983.

Die Datensätze wurden analog zum Vorgehen bei den Fließgewässerproben harmonisiert und geprüft (siehe Kapitel 5.1.2). Eine uneingeschränkte Vergleichbarkeit der Benthosproben mit denen der Sedimentkerne besteht dennoch nicht. Dies ist vor allem in der Herkunft und Beschaffenheit des Materials begründet. So enthalten Proben des Diatomeenaufwuchses aus dem Litoral in der Regel vitale Gesellschaften des jeweiligen Standortes. In Oberflächensedimenten lagern sich hingegen überwiegend Diatomeen des Freiwassers (Plankton) und untergeordnet abgelöste und verdriftete benthische Formen aus den Litoralzonen ab.

Zur Bewertung des Versauerungsgeschehens wurde der Anteil der Versauerungszeiger in Prozent herangezogen. Es zeigt sich sehr deutlich, dass bei allen drei Seen der Anteil der Versauerungszeiger in den historischen Proben von 1912 bis 1949 deutlich geringer war als in der aktuellen Beprobung 2013 (Abb. 75). Hierbei sind die höheren Anteile im Rachelsee im Vergleich zu den beiden Arberseen auffällig. Mit zunehmender Industrialisierung und damit einher gehender Luftverschmutzung stieg auch der Anteil an Versauerungsanzeigern in den Seen. Das zeigt sich deutlich in den Sedimentproben der Jahre 1982/83. Erfreulich ist, dass an allen drei untersuchten Seen ein starker Rückgang des Anteils der Versauerungszeiger in den aktuellen Proben von 2013 zu verzeichnen ist. Dies belegt sehr deutlich, dass die Bemühungen zur Reduzierung der sauren Einträge Wirkung gezeigt haben. Eine Reduzierung der Versauerungsproblematik ist auch in den Seen in vollem Gange.

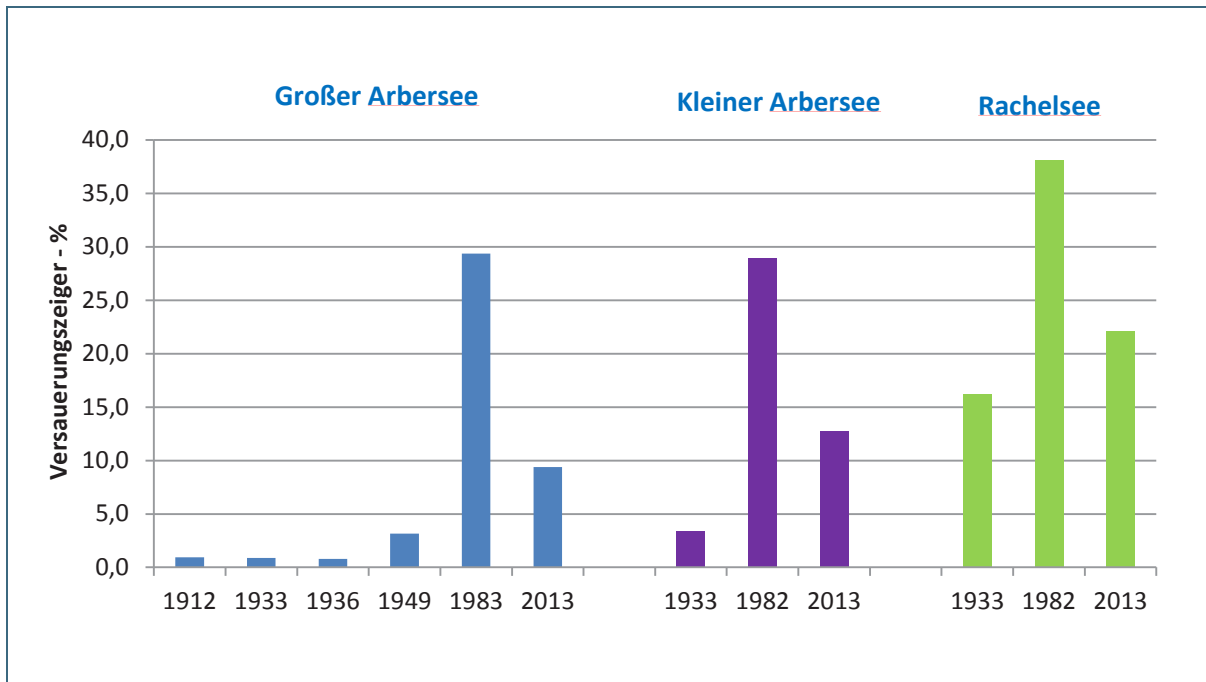


Abb. 75: Zeitliche Entwicklung des prozentualen Anteils der Versauerungszeiger der Diatomeen an den untersuchten Seen.

## 6 Zusammenführung Ergebnisse

Im Folgenden sollen die Zusammenhänge zwischen Biologie und Chemie sowie die Einflüsse der Kompartimente untereinander näher betrachtet werden.

### 6.1 Zusammenhänge zwischen Biologie und Chemie

Eine getrennte Betrachtung von biologischen und chemischen Auswertungen ist für eine Analyse und Bewertung der Entwicklung der Parameter zweckdienlich. Für ein Verständnis der Abläufe und Zusammenhänge in den Ökosystemen ist es jedoch zwingend erforderlich, das biologische und chemische Monitoring gemeinsam zu betrachten. In den folgenden Abschnitten soll gezeigt werden, wie wichtig eine solche zusammenfassende Betrachtung ist und welche Erkenntnisse daraus gezogen werden können.

#### 6.1.1 Einfluss chemischer Parameter auf das Makrozoobenthos

Um den Einfluss der Chemie auf das Makrozoobenthos der Fließgewässer abschätzen zu können ist es notwendig, einer Untersuchung des Makrozoobenthos chemische Messwerte zuzuordnen. Dabei muss möglichst ein für die Entwicklung des Makrozoobenthos repräsentativer Zeitraum der chemischen Untersuchungen gewählt werden, der den tatsächlichen Zustand des Makrozoobenthos auch beeinflusst. Es wurde ein Zeitraum von 180 Tagen vor der Makrozoobenthosuntersuchung und 7 Tagen danach gewählt. Ein kurzer Zeitraum nach der biologischen Untersuchung wurde deshalb mit einbezogen, da die chemischen Untersuchungen meist nicht direkt am selben Tag, sondern oft kurz danach durchgeführt wurden. Die Zuordnung eines chemischen Wertes wurde nur dann vorgenommen, wenn für das untersuchte Gewässer in diesem Zeitraum drei oder mehr chemische Probenahmen vorlagen. In diesem Fall wurde der Mittelwert gebildet.

Über dieses Verfahren ließen sich, bis auf wenige Fälle, in denen keine chemischen Untersuchungen im gewählten Zeitraum vorhanden waren, jeder biologischen Untersuchung chemische Messwerte zuordnen. Es gab jedoch auch Fälle, wo dies nicht möglich war, da im Zeitraum vor der biologischen Untersuchung keine oder eine ungenügende Anzahl an chemischen Untersuchungen stattfanden.

Wie diese Art der Zuordnung in der Praxis aussieht, lässt sich an der exemplarischen Darstellung des Böbracher Baches (Abb. 76) nachvollziehen. Für weitere Gewässer finden sich diese Abbildungen im digitalen Anhang. In der obersten Graphik der Abbildung sind die Säurezustandsklassen der Makrozoobenthosuntersuchung dargestellt. Die Untersuchungszeitpunkte wurden mit Linien nach unten verlängert, um einen Vergleich mit den darunter dargestellten chemischen Messwerten zu ermöglichen. Die farbliche Kennzeichnung der Punkte gibt erneut die Jahreszeit der Untersuchung wieder – Winter (Dez., Jan., Febr.), Frühling (März, April, Mai), Sommer (Juni, Juli, Aug.) und Herbst (Sept., Okt., Nov.). Nicht für alle Untersuchungen war es möglich entsprechende chemische Zustände zuzuordnen. Beispielsweise, fanden am Böbracher Bach in den Jahren 1982 und 1983 zwar biologische, jedoch keine chemischen Untersuchungen statt. Konnten Mittelwerte aus mehreren Untersuchungen innerhalb des Zeitraums 180 Tage vor und 7 Tage nach der biologischen Untersuchung berechnet werden, so wurden diese auch in den Graphiken der chemischen Parameter dargestellt. Diese Art der Darstellung lässt eine messstellenscharfe, sehr detaillierte Betrachtung zu. Die für die Zusammenführung mit der Biologie berechneten Mittelwerte der chemischen Parameter wurden ebenfalls dargestellt, da diese den Einfluss auf die Biologie besser widerspiegeln als ein einzelner Messwert.

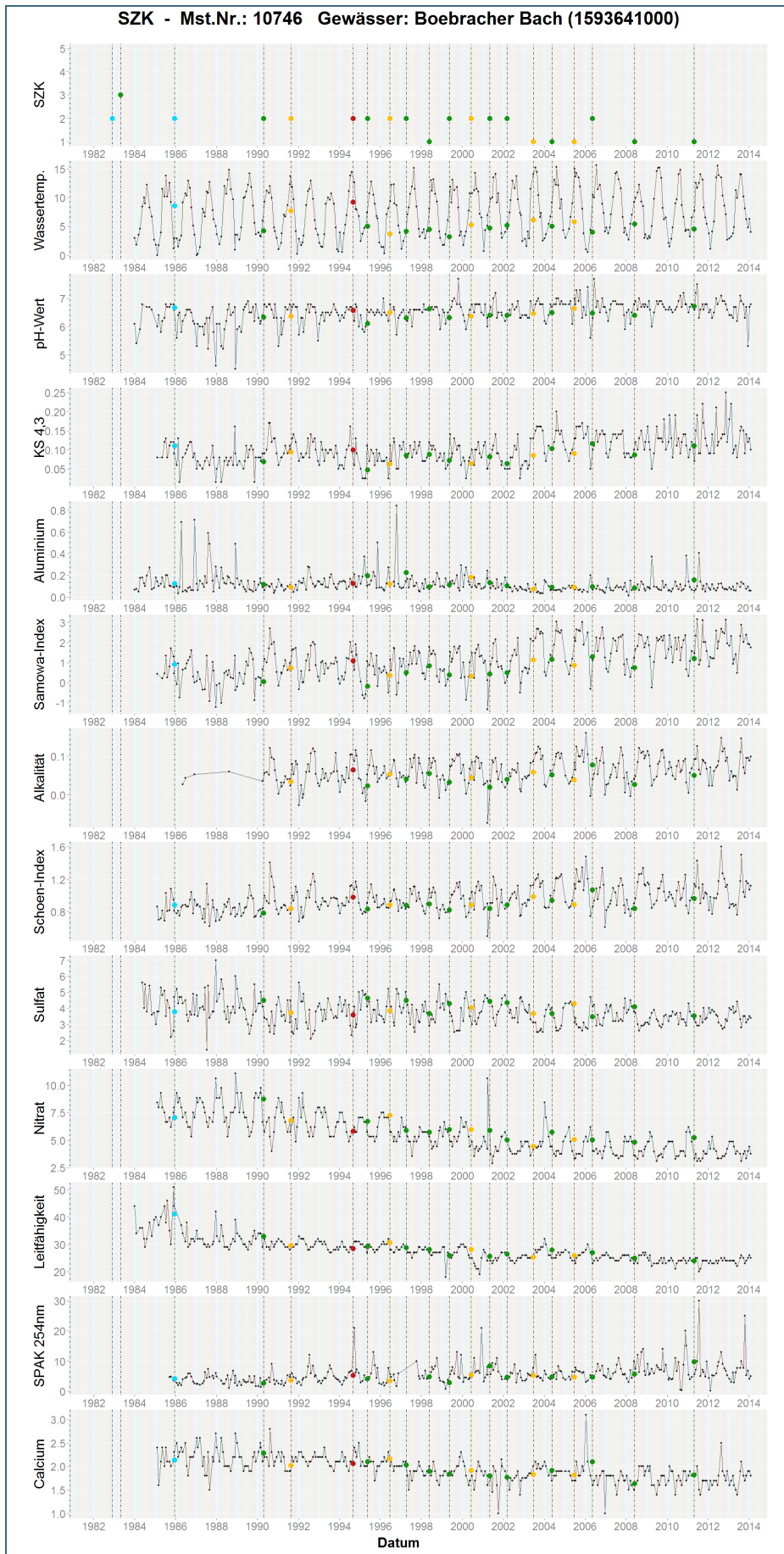


Abb. 76:  
Zeitliche Entwicklung  
des Säurezustandklas-  
se (SZK) des Makro-  
zoobenthos an der  
Fließgewässer-  
Messstelle Böbracher  
Bach (grün – Frühling;  
gelb – Sommer; rot-  
braun – Herbst; blau –  
Winter).

Die Messwerte der  
chemischen Parameter  
und Indices der Mess-  
stelle Böbracher Bach  
sind als schwarze  
Punkte dargestellt.

Zur Biologie-  
Untersuchung korres-  
pondierende Mittelwer-  
te wurden als große  
Punkte (grün – Früh-  
ling; gelb – Sommer;  
rotbraun – Herbst; blau  
– Winter) dargestellt.



In der Regel liegen die berechneten Mittelwerte sehr nah am tatsächlichen zeitlichen Verlauf der jeweiligen Messgröße (Abb. 76). Eine Ableitung von allgemeinen Zusammenhängen ist über diese Art der Darstellung jedoch nicht möglich. Um generelle Aussagen zu den Zusammenhängen zwischen Biologie und Chemie treffen zu können, wurden im weiteren Verlauf nur die biologischen Untersuchungen betrachtet, zu denen auch Mittelwerte der chemischen Parameter zugeordnet werden konnten.

Für die folgenden Auswertungen des Zusammenhangs zwischen den Konzentrationen chemischer Parameter und der Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos wurden die Messungen des gesamten Untersuchungszeitraums herangezogen. Auf eine weitere Unterteilung in Zeitabschnitte wurde mit dem Ziel einer breiteren Datenbasis verzichtet.

Im Folgenden werden die Aluminiumkonzentrationen in Abhängigkeit von den Säurezustandsklassen in Form von Boxplot-Diagrammen dargestellt. Betrachtet man den Wertebereich, den die Aluminiumkonzentrationen für die jeweilige Säurezustandsklasse (SZK) des Makrozoobenthos einnehmen kann, dann wird die Grenze von 0,2-0,3 mg/l deutlich (Abb. 77). Oberhalb dieses Grenzwerts sind die untersuchten Makrozoobenthosproben nur noch den Säurezustandsklassen 4 und 5 zuzuordnen. Eine zufriedenstellende Differenzierung der SZK 1 bis 3 über die Aluminiumkonzentration ist nicht möglich. Hier ist lediglich eine leichte Zunahme zu erkennen.

Der pH-Wert ist der Parameter, der am besten die Unterschiede der fünf SZK des Makrozoobenthos widerspiegelt (Abb. 78). Die Mediane des pH-Werts nehmen über alle fünf Klassen deutlich ab, auch der Interquartilsbereich des Boxplots zeigt nur geringe Überlappungen zwischen den Klassen 1 bis 4. Lediglich der pH-Bereich der Klassen 4 und 5 führt zu einer Überlappung. Dies lässt vermuten, dass bei diesen beiden Klassen die Aluminiumkonzentration im besonderen Maße zur Differenzierung beiträgt.

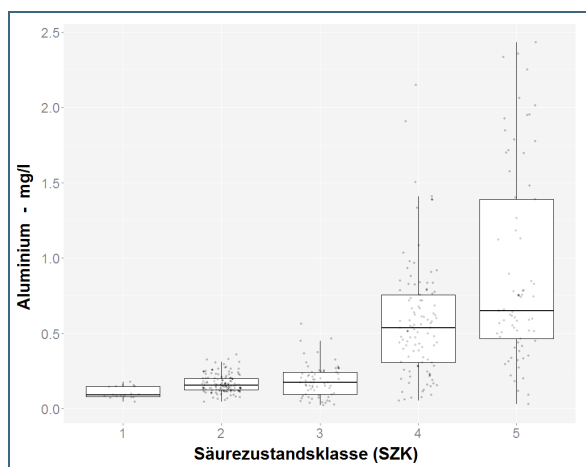


Abb. 77: Zusammenhang zwischen der Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos und der mittleren Aluminiumkonzentration.

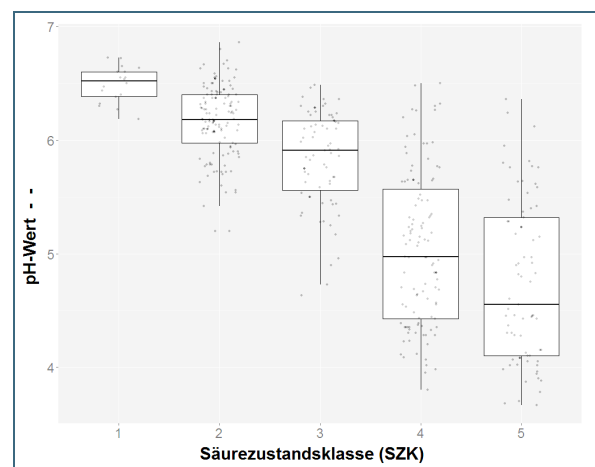


Abb. 78: Zusammenhang zwischen der Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos und des mittleren pH-Wertes.

Auch für die Sulfatkonzentration lässt sich eine klare Grenze erkennen, über der die SZK des Makrozoobenthos nur noch die Klassen 4 und 5 einnehmen (Abb. 79). Diese liegt bei ca. 5 mg/l. Allerdings hat das Sulfat vermutlich keinen direkten Einfluss auf das Makrozoobenthos, sondern vielmehr auf den pH-Wert und die Menge an gelöstem Aluminium.

Die Nitratkonzentrationen liegen an den Messstellen zwischen 1 und 10 mg/l. Ein Einfluss des Nitrats auf die Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos ist in diesem Konzentrationsbereich in den untersuchten Fließgewässern nicht zu erkennen (Abb. 80).

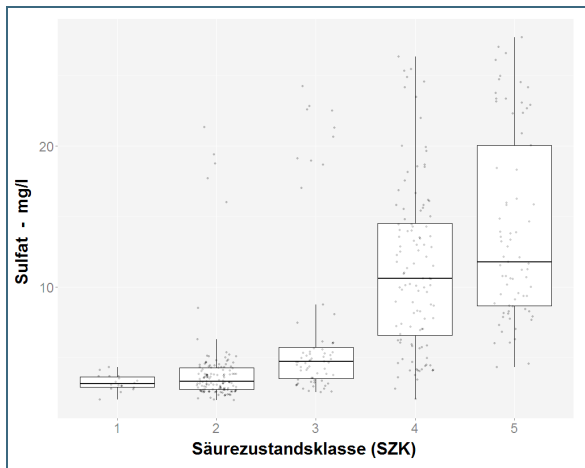


Abb. 79: Zusammenhang zwischen der Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos und der mittleren Sulfatkonzentration.

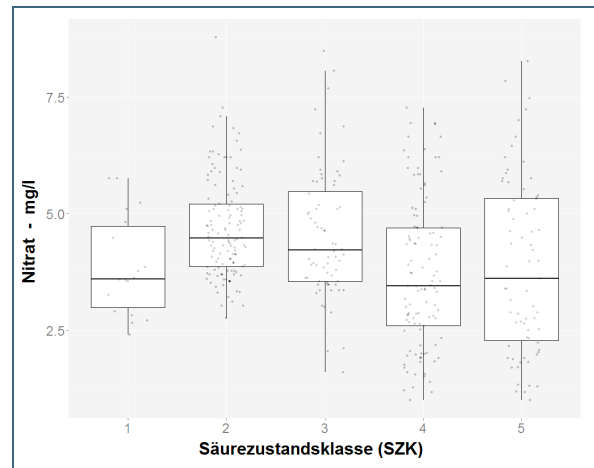


Abb. 80: Zusammenhang zwischen der Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos und der mittleren Nitrat Konzentration.

### 6.1.1.1 Zusammenhang zwischen Artenzusammensetzung und Versauerung (MZB)

Um den Einfluss der Versauerung auf die Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos bei den ausgewerteten Probenahmen zu prüfen, wurde das statistische Verfahren der nicht metrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS) angewandt (Details Kapitel 2.3). Das Ergebnis der NMDS für die Probenahmen des Makrozoobenthos ist in Abb. 81 dargestellt.

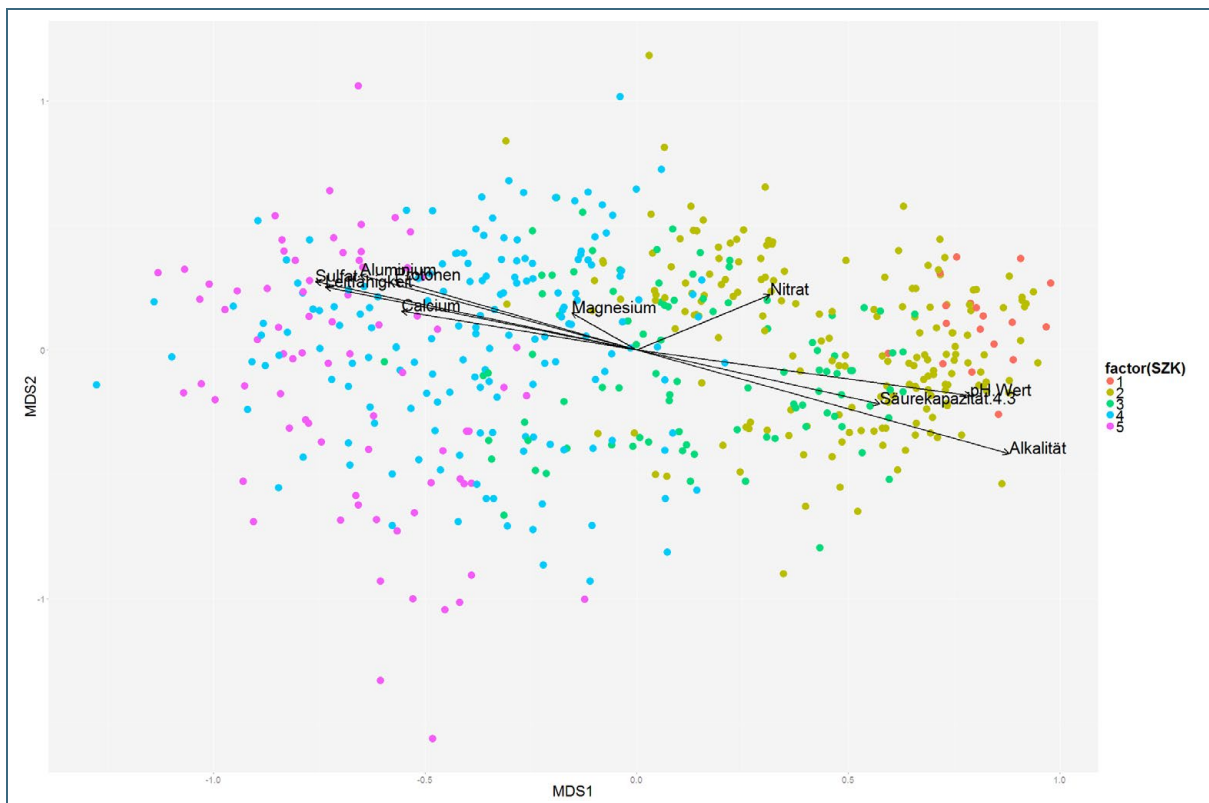


Abb. 81: Ergebnis der nicht metrischen multidimensionalen Skalierung der Probenahmen der Makrozoobenthos-Untersuchungen. Die Einfärbung der Punkte der Probenahmen basiert auf dem Wert der Säurezustandsklasse (SZK) der Makrozoobenthos-Untersuchung. Die als Pfeile dargestellten Umweltfaktoren geben die Richtung des jeweiligen Einflusses an (Länge des Pfeils entspricht Stärke des Einfluss).

Das Verfahren stellt jede Probenahme als einen Punkt im Diagramm dar. Die räumliche Sortierung der Punkte basiert auf der Ähnlichkeit der Biozönosen in der jeweiligen Probe. Die zwei Achsen im Diagramm sind somit zunächst als willkürliche Maßeinheiten der Ähnlichkeiten anzusehen.

In Abb. 81 wurden die Probenahmen nach der jeweiligen Säurezustandsklasse (SZK) eingefärbt, wodurch deutlich wird, dass das statistische Verfahren NMDS die Versauerung als den prägenden Faktor der Achse MDS1 zugeordnet hat, da Probenahmen mit kleinen Indexwerten (neutral) rechts und Probenahmen mit hohen Indexwerten (sauer) links im Diagramm zu finden sind.

Der Einfluss von Umweltfaktoren wird über die Richtung und Länge der Pfeile verdeutlicht. Die Richtung des Pfeils entspricht der Wirkung des Parameters und die Länge der Stärke des Einflusses. Auch dies bestätigt die Annahme, dass die Achse MDS1 maßgeblich durch den Versauerungszustand bei den Probenahmen beeinflusst wird.

Der Wert der Achse MDS1 wurde in einem nächsten Schritt allen Probenahmen zugeordnet. Die Berechnung der Säurezustandsklassen basiert auf einer Zuordnung der Makrozoobenthostaxa in entsprechende Säuregruppen, wobei die am wenigsten saure Gruppe, die mit entsprechender Häufigkeit auftritt, das Ergebnis bestimmt. Das NMDS-Verfahren ordnet rein nach Ähnlichkeiten der Artenzusammensetzung, ohne jegliche Einstufung der Probenahme bezüglich der Versauerung. Trägt man nun die Ergebnisse der NMDS gegen die berechneten Säurezustandsklassen auf (Abb. 82), so ist ein eindeutiger Zusammenhang erkennbar.

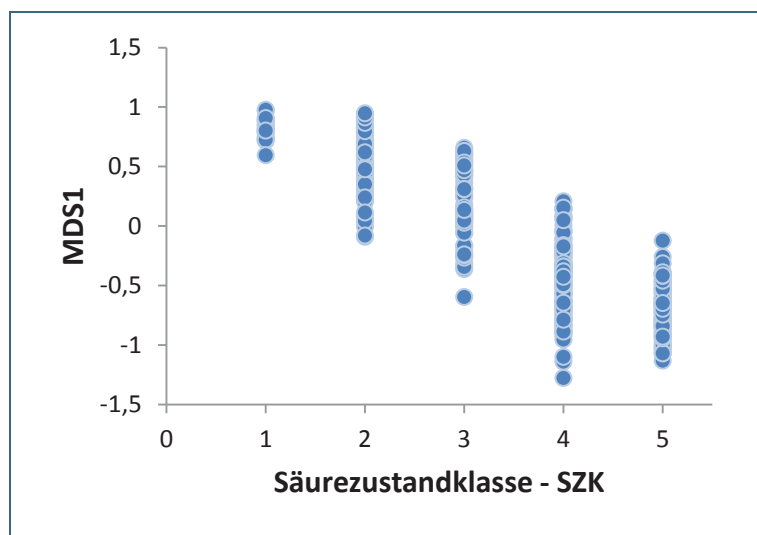


Abb. 82:  
Zusammenhang zwischen der Säurezustandsklasse der Makrozoobenthos-Probenahme und der ersten Achse der nicht metrischen multidimensionalen Skalierung (MDS1).

Auch der pH-Wert als chemische Kenngröße der Versauerung korreliert stark ( $R^2 = 0,61$ ) mit dem Wert der MDS1-Achse (Abb. 83). Dass der pH-Wert und das rein auf statistischen Ähnlichkeiten basierende Ergebnis der NDMS einen deutlichen Zusammenhang aufweisen, belegt die Aussagekraft des statistischen Verfahrens. Zudem unterstreicht dies nochmals, wie stark die Versauerung den generellen chemischen Zustand des Gewässers und damit auch die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften beeinflusst.

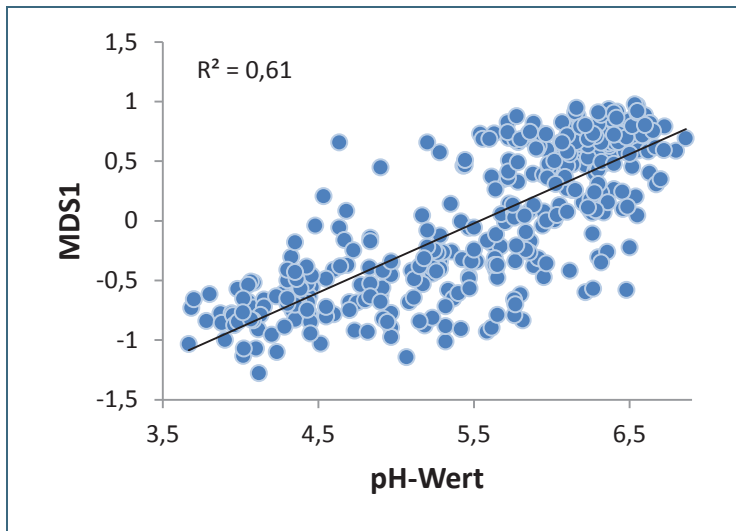


Abb. 83:  
Korrelation zwischen dem mittleren pH-Wert und der ersten Achse der nicht metrischen multidimensionalen Skalierung (MDS1).

Setzt man die MDS1-Achse mit der Säurekapazität (pH 4,3) in Zusammenhang, so zeigt sich nur eine schwache Abhängigkeit (Abb. 84). Der Einfluss des Aluminiums auf die MDS1-Achse ist deutlich (Abb. 85) und zeigt bei Aluminiumkonzentrationen von 0,3 bis 0,4 mg/l einen Schwellwert, ähnlich dem in Kapitel 6.1.1 beschriebenen Schwellwert von 0,2 bis 0,3 mg/l. Ein Überschreiten dieses Wertes resultiert fast zwangsläufig in einer substantiellen Verschlechterung der Lebensbedingungen des Makrozoobenthos. Dies ist ein deutliches Anzeichen für toxische Effekte von Aluminium, wodurch der Lebensraum für einige Arten nicht mehr besiedelbar ist. Daher stellt ein Absinken der Aluminiumkonzentration unter diese Schwelle eine Grundvoraussetzung für die Wiederbesiedlung einzelner Arten dar.

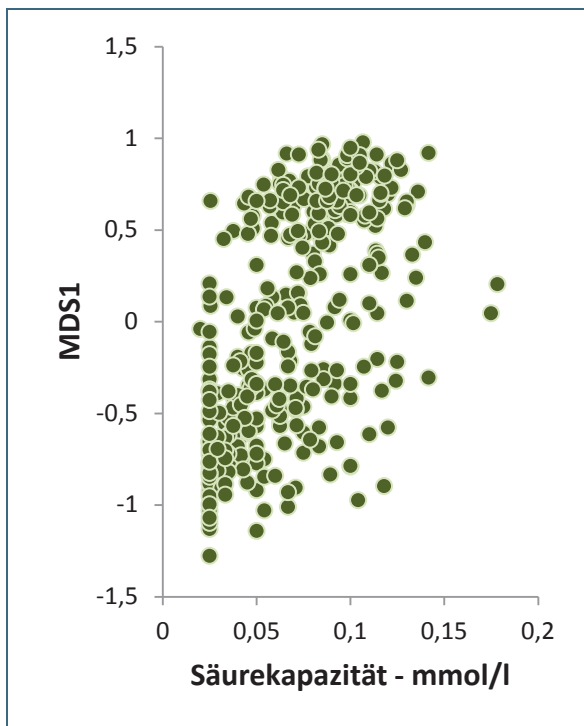


Abb. 84: Zusammenhang zwischen der mittleren Säurekapazität (pH 4,3) und der ersten Achse der nicht metrischen multidimensionalen Skalierung (MDS1).

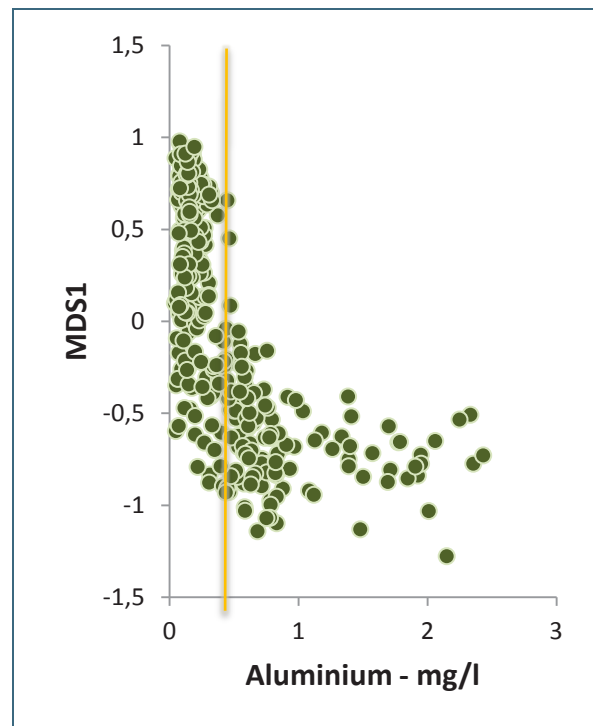


Abb. 85: Zusammenhang zwischen der mittleren Aluminiumkonzentration und der ersten Achse der nicht metrischen multidimensionalen Skalierung (MDS1). Die gelbe Linie markiert den Schwellwert.



### 6.1.2 Einfluss chemischer Parameter auf die Diatomeen

Um den Untersuchungen der Diatomeen ebenfalls einen chemischen Zustand zum Zeitpunkt der Be-  
probung zuweisen zu können, wurde analog zum unter Kapitel 6.1.1 beschriebenen Verfahren für das  
Makrozoobenthos vorgegangen. Die einzige Änderung besteht darin, dass als Spanne für die Zuord-  
nung chemischer Untersuchungen ein Zeitraum von 90 Tagen vor der Diatomeen-Probenahme und 7  
Tagen danach (Begründung siehe Kap. 6.1.1) gewählt wurde. Fanden in diesem Zeitraum 3 oder  
mehr chemische Probenahmen an dem untersuchten Gewässer statt, so wurde von diesen der Mit-  
telwert gebildet. Die Verkürzung des Zuordnungszeitraums für die Diatomeen wurde aufgrund der im  
Vergleich zum Makrozoobenthos deutlich geringeren Generationsszeiten der Diatomeen gewählt.

Wie die Zuordnung in der Praxis erfolgte, lässt sich exemplarisch am Birkenbach (Abb. 86) verfolgen.  
Für weitere Gewässer finden sich diese Abbildungen im digitalen Anhang. Als oberste Graphik der  
Abbildung ist der Acidity-Index (ACID) dargestellt. Die Untersuchungszeitpunkte wurden mit Linien  
nach unten verlängert, um den Vergleich mit den darunter befindlichen chemischen Parametern zu er-  
leichtern. Die farbliche Kennzeichnung der Punkte gibt die Jahreszeit der Untersuchung wieder – Win-  
ter (Dez., Jan., Febr.), Frühling (März, April, Mai), Sommer (Juni, Juli, Aug.) und Herbst (Sept., Okt.,  
Nov.). Für einen Teil der Diatomeenuntersuchungen war es nicht möglich, entsprechende chemische  
Zustände zuzuordnen zum Beispiel für die Säurekapazität bei pH 4,3 (KS 4,3).

Der leichte Trend der Erholung, der durch den Acidity-Index (ACID) angedeutet wird, zeigt sich auch  
in den zugeordneten pH-Werten und Aluminiumkonzentrationen (Abb. 86).

Um allgemeine Aussagen zum Einfluss der chemischen Parameter auf den Acidity-Index der Di-  
atomeen treffen zu können, wurden im Folgenden nur die Diatomeen-Untersuchungen berücksichtigt,  
denen auch tatsächlich chemische Parameter zugeordnet werden konnten.

Der Acidity-Index zeigt dabei eine sehr deutliche Abhängigkeit von der Aluminiumkonzentration des  
Fließgewässers (Abb. 87). Überschreitet die Aluminiumkonzentration Werte von ca. 0,3 mg/l, resultie-  
ren daraus Index-Werte von 3 oder kleiner. Dies belegt den starken Einfluss der Versauerung auf die  
Diatomeen.

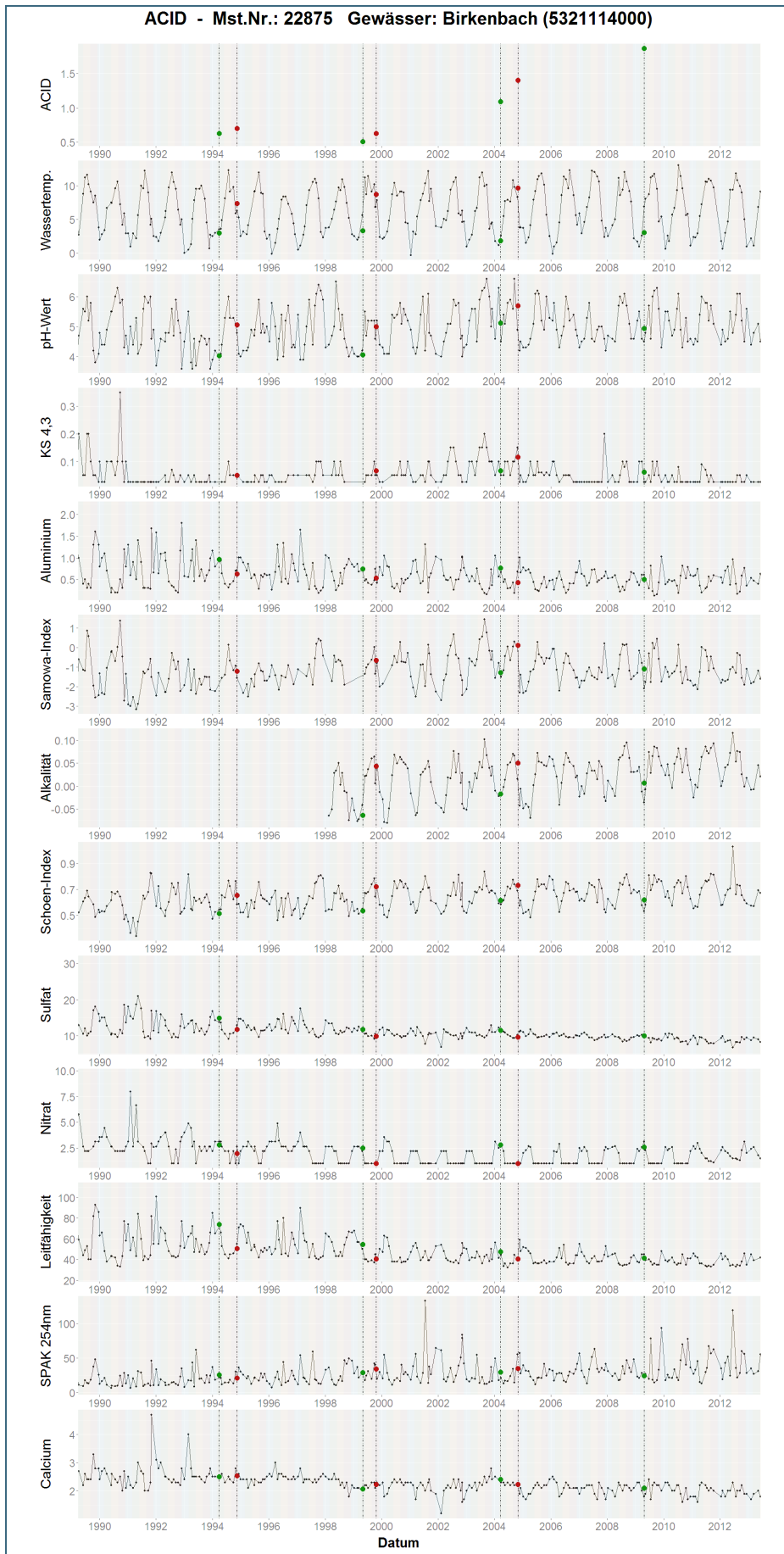


Abb. 86:  
Zeitliche Entwicklung  
des Acidity-Index  
(ACID) der Diatomeen  
an der Fließgewässer  
Messstelle Birkenbach  
(grün – Frühling;  
rotbraun – Herbst).

Die Messwerte der  
chemischen Parameter  
und Indices der Mess-  
stelle Birkenbach sind  
als schwarze Punkte  
dargestellt.

Zur Biologie-  
Untersuchung korres-  
pondierende Mittelwer-  
te wurden als große  
Punkte (grün – Früh-  
ling; rotbraun – Herbst)  
dargestellt.

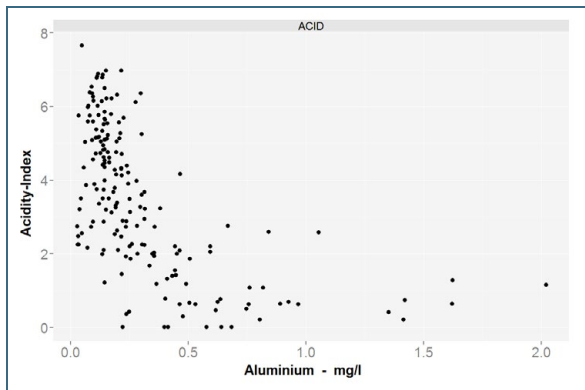


Abb. 87: Zusammenhang zwischen dem Acidity-Index der Diatomeen und der mittleren Aluminiumkonzentration.

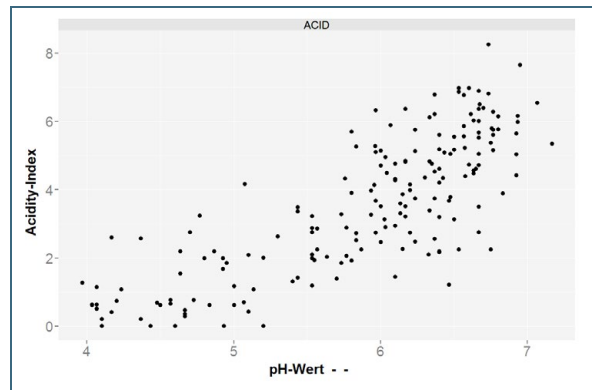


Abb. 88: Zusammenhang zwischen dem Acidity-Index der Diatomeen und dem mittleren pH-Wert.

Einen direkten Einfluss des pH-Wertes auf den Acidity-Index der Diatomeen lässt sich in Abb. 88 erkennen. Mit zunehmendem pH steigen auch die Indexwerte an. Mit Hilfe der Diatomeen lässt sich sogar noch eine Verbesserung im pH-Bereich von 6 auf 7 nachweisen.

Der Zusammenhang zwischen Acidity-Index und Sulfat (Abb. 89) ähnelt sehr stark dem zum Aluminium (Abb. 87). Das Sulfat im Gewässer beeinflusst den pH-Wert und damit indirekt auch die Aluminiumkonzentration. Häufig finden sich sehr enge Korrelationen zwischen Sulfat und Aluminium. Von einer direkten toxischen Wirkung des Sulfats auf die Diatomeen ist, wie beim Makrozoobenthos, nicht auszugehen.

Die in den untersuchten Gewässern vorliegenden Nitratkonzentrationen scheinen keinen nachweisbaren Versauerungseinfluss auf die Diatomeen zu haben (Abb. 90).

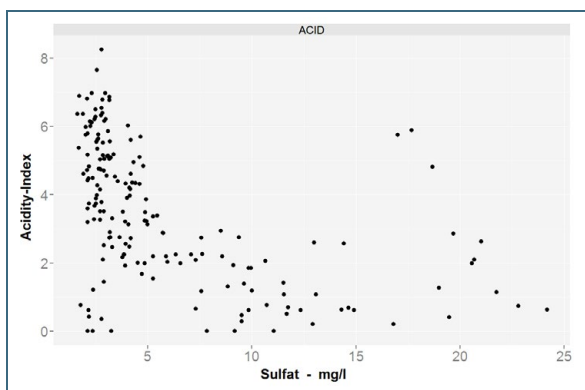


Abb. 89: Zusammenhang zwischen dem Acidity-Index der Diatomeen und der mittleren Sulfatkonzentration.

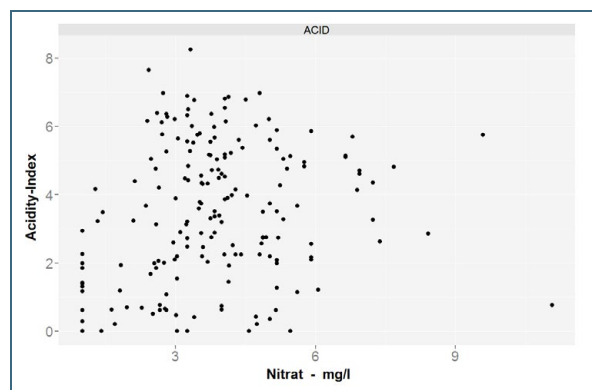


Abb. 90: Zusammenhang zwischen dem Acidity-Index der Diatomeen und der mittleren Nitratkonzentration.

Einen starken Einfluss auf den Acidity-Index der Diatomeen besitzt jedoch die Säurekapazität (pH 4,3), die das Gewässer gegen pH-Wertschwankungen puffert (Abb. 91). Mit der Zunahme der Säurekapazität verbessert sich auch der von den Diatomeen indizierte Versauerungszustand kontinuierlich. Ab einem Schwellenwert von ca. 0,15 mmol/l, werden Säureschübe wohl bereits in ausreichendem Maße gepuffert. Eine weitere Erhöhung der Säurekapazität führt dann kaum noch zu Änderungen.

Der berechnete Samowa-Index (Kapitel 2.2) zeigt einen annähernd linearen Zusammenhang zum Acidity-Index (Abb. 92). Damit scheint der im Rahmen des Projektes „25 Jahre Versauerungsmonitoring in Bayern“ entwickelte Index die relevanten chemischen Parameter relativ gut zu integrieren.

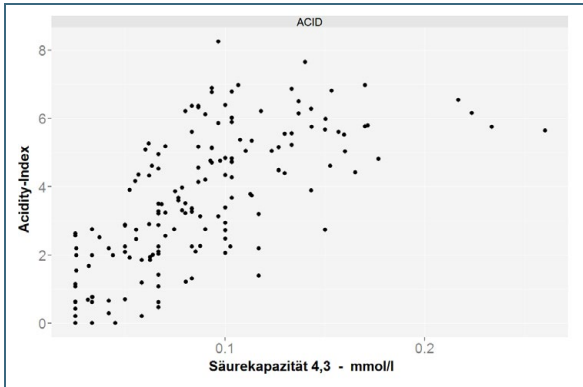


Abb. 91: Zusammenhang zwischen dem Acidity-Index der Diatomeen und der mittleren Säurekapazität (pH 4,3).

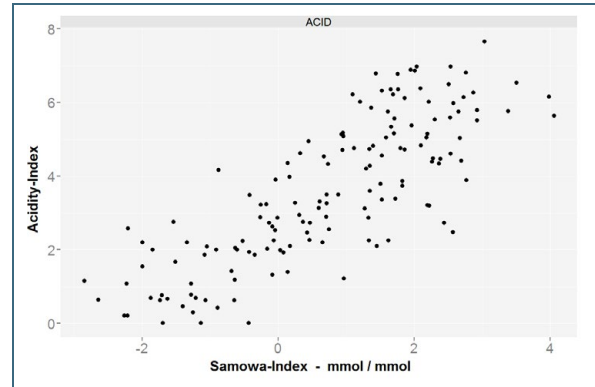


Abb. 92: Zusammenhang zwischen dem Acidity-Index der Diatomeen und dem Samowa-Index.

### 6.1.2.1 Zusammenhang zwischen Artenzusammensetzung und Versauerung (Diatomeen)

Um den Einfluss der Versauerung auf die Artenzusammensetzung der Diatomeen bei den ausgewerteten Probenahmen zu prüfen, wurde wie bereits beim Makrozoobenthos das statistische Verfahren der nicht metrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS) angewandt (Details Kapitel 2.3). Das Ergebnis der NMDS für die Probenahmen der Diatomeen ist in Abb. 93 dargestellt.

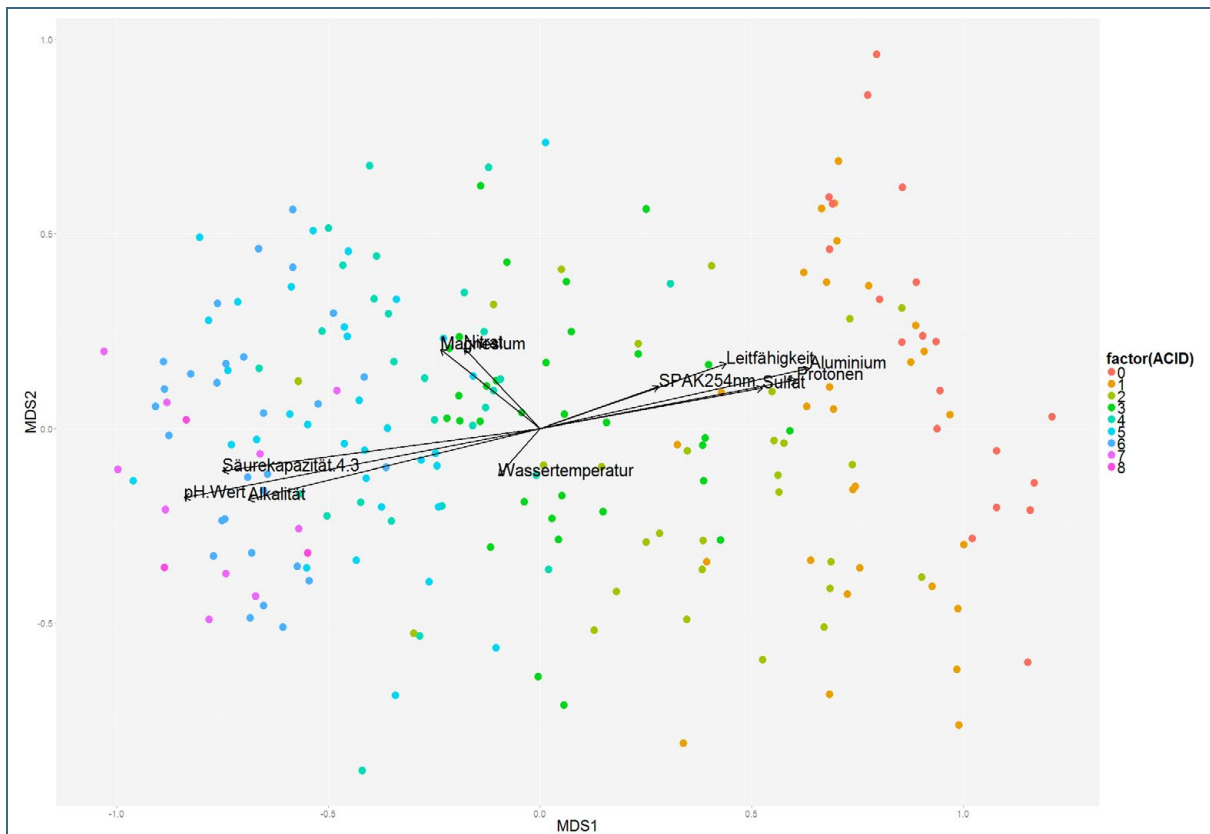


Abb. 93: Ergebnis der nicht metrischen multidimensionalen Skalierung der Probenahmen der Diatomeen-Untersuchungen. Die Einfärbung der Punkte der Probenahmen basiert auf dem Wert des Acidity-Index der Diatomeen-Untersuchung. Die als Pfeile dargestellten Umweltfaktoren geben die Richtung des jeweiligen Einflusses an (Länge des Pfeils entspricht Stärke des Einfluss).



Das Verfahren stellt analog zum Makrozoobenthos (siehe Kapitel 6.1.1) jede Probenahme als einen Punkt im Diagramm dar. In Abb. 93 wurden die Probenahmen nach dem jeweiligen Acidity-Index eingefärbt. Hierdurch wird deutlich, dass die Mittels NMDS berechnete Verteilung durch die Versauerung als prägender Faktor (Achse MDS1) erklärt werden kann, da Probenahmen mit kleinen Indexwerten (sauer) rechts und Probenahmen mit hohen Indexwerten (neutral) links im Diagramm zu finden sind.

Der Wert der Achse MDS1 wurde in einem nächsten Schritt allen Probenahmen zugeordnet. Die Berechnung des Acidity-Index basiert auf einer Zuordnung der Diatomeen-Probenahmen in entsprechende Säuregruppen. Das NMDS Verfahren ordnet rein nach Ähnlichkeiten der Artenzusammensetzung, ohne jegliche Einstufung der Probenahmen bezüglich der Versauerung. Trägt man nun die Ergebnisse der NMDS gegen den berechneten Acidity-Index auf (Abb. 94), so ist ein eindeutiger Zusammenhang ( $R^2 = 0,86$ ) erkennbar. Nur bei Indexwerten von 6 oder höher scheint der sehr enge Zusammenhang etwas weniger prägnant zu sein. Dies bestätigt die Eignung des Acidity-Index für die Indikation der Versauerung. Lediglich der kurz vorgestellte DiAc-Index (Kapitel 5.1.2) zeigte eine noch engere Korrelation ( $R^2 = 0,89$ ).

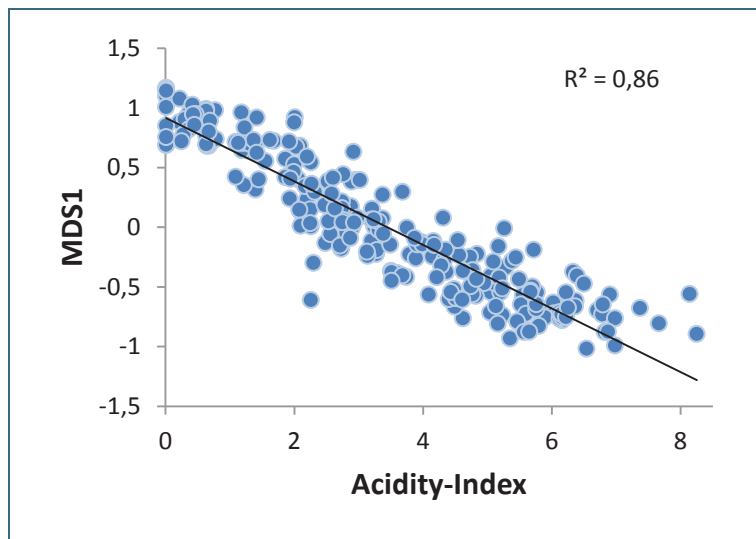


Abb. 94: Korrelation zwischen dem Acidity-Index der Diatomeen-Probenahme und der ersten Achse der nicht metrischen multidimensionalen Skalierung (MDS1).

Der pH-Wert korrelierte auch bei den Diatomeen stark ( $R^2 = 0,68$ ) mit dem Wert der MDS1-Achse (Abb. 95). Dies belegt erneut die Aussagekraft des statistischen Verfahrens, da auch hier der chemische Parameter pH-Wert und der rein über Ähnlichkeiten der Arten ermittelte Wert MDS1 einen deutlichen Zusammenhang aufweisen. Des Weiteren wird hierdurch nochmals verdeutlicht, wie stark die Versauerung die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften beeinflusst.

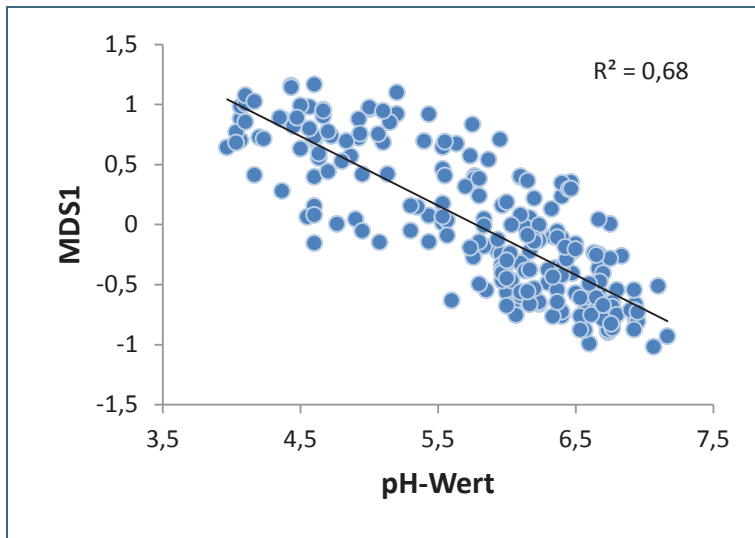


Abb. 95: Korrelation zwischen dem mittleren pH-Wert und der ersten Achse der nicht metrischen multidimensionalen Skalierung (MDS1).

Setzt man die MDS1-Achse mit der Säurekapazität (pH 4,3) in Zusammenhang, so zeigt sich auch hier eine klare Abhängigkeit (Abb. 96). Ein Schwellenwert von ca. 0,15 mmol/l für die Säurekapazität ist erkennbar. Dessen Überschreiten wirkt sich positiv auf die Lebensbedingungen der Diatomeen aus. Der Einfluss des Aluminiums auf die MDS1-Achse ist ebenfalls deutlich (Abb. 97). Der Schwellenwert für die Aluminiumkonzentrationen liegt im Bereich von 0,2 bis 0,3 mg/l. Ein Überschreiten dieses Wertes resultiert fast zwangsläufig in einer substantiellen Verschlechterung der Lebensbedingungen der Diatomeen in Bezug auf die Gewässerversauerung. Somit scheint Aluminium auch auf Diatomeen eine toxische Wirkung zu haben. Daher ist davon auszugehen das Aluminium für einige Diatomeenarten ein Schlüsselparameter ist, wie zuvor beim Makrozoobenthos in Kapitel 6.1.1 diskutiert.

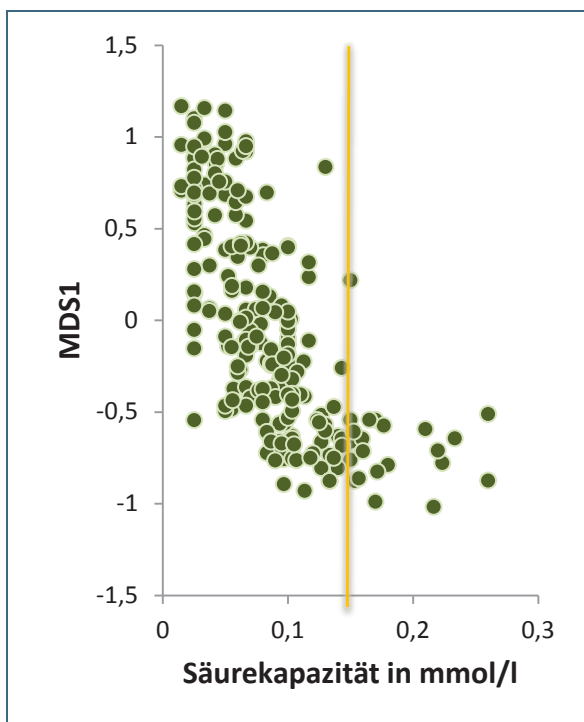


Abb. 96: Zusammenhang zwischen der mittleren Säurekapazität (pH 4,3) und der ersten Achse der nicht metrischen multidimensionalen Skalierung (MDS1). Die gelbe Linie markiert den Schwellenwert der mittleren Säurekapazität.

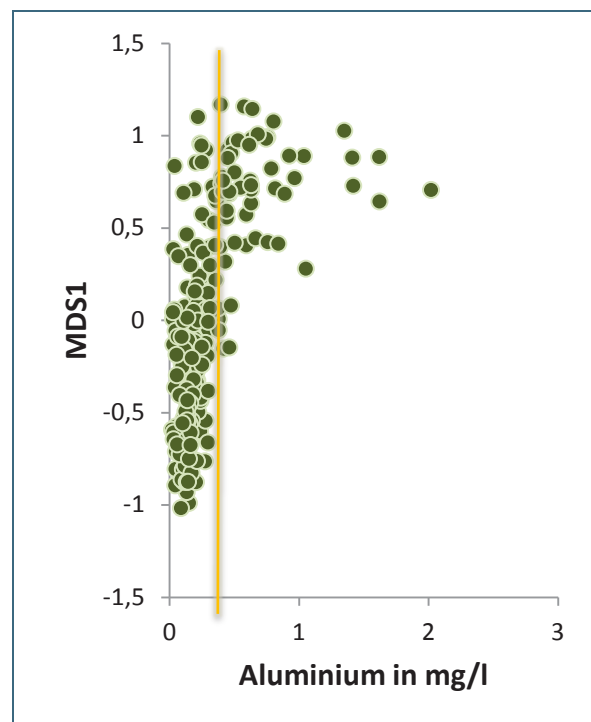


Abb. 97: Zusammenhang zwischen der mittleren Aluminiumkonzentration und der ersten Achse der nicht metrischen multidimensionalen Skalierung (MDS1). Die gelbe Linie markiert den Schwellenwert der mittleren Aluminiumkonzentration.

### 6.1.3 Vergleich des Einflusses der Chemie auf Makrozoobenthos und Diatomeen

Nachdem beide biologischen Komponenten ihre besondere Eignung als Indikatoren der Versauerung belegen konnten, werden die Komponenten im Folgenden unmittelbar hinsichtlich ihres Indikationsverhaltens miteinander verglichen. Häufig werden das Makrozoobenthos und die Diatomeen nicht in derselben Jahreszeit untersucht, da im einen Fall die frühen Entwicklungsstadien der Makrozoobenthosarten (Frühjahrsaspekt) untersucht werden sollen und im anderen Fall die Vegetationsperiode (Sommer) eine Rolle spielt. Für diese Auswertung wurden daher nur Untersuchungen an den Messstellen berücksichtigt, bei denen beide Organismengruppen im gleichen Jahr beprobt wurden. Als Vergleichswert dient dann der jeweils dazu passende Jahresmittelwert des chemischen Parameters.

Da die Säurezustandsklasse (SZK) des Makrozoobenthos ordinalskaliert ist, wurde der Acidity-Index (ACID) für eine bessere Vergleichbarkeit auch in ein fünfklassiges System überführt (Tab. 17).

Klasse	Einteilung der Parameter	
	SZK	ACID
1	1	> 6,0
2	2	4,5 – 6,0
3	3	3,0 – 4,5
4	4	1,5 – 3,0
5	5	< 1,5

Tab. 17:  
Klassengrenzen für das 5 Klassen System der biologische Parameter.

Der Einfluss der zugeordneten chemischen Parameter wurde über zwei nicht parametrische Rangkorrelationen geprüft. Dies erfolgte mittels den für ordinalskalierte Daten geeigneten Tests Spearman's rho [7] und Kendall's tau [12]. Die Ergebnisse der beiden Tests sind annähernd identisch und zeigen sehr starke und hochsignifikante Korrelationen von Aluminium, pH-Wert und Säurekapazität (pH 4,3) zu Acidity-Index und Säurezustandsklasse (Tab. 18). Alle weiteren chemischen Parameter korrelieren in deutlich geringerem Maße.

Parameter	Spearman's rho		Kendall's tau	
	ACID	SZK	ACID	SZK
<b>Aluminium</b>	<b>0,71</b> ***	<b>0,71</b> ***	<b>0,56</b> ***	<b>0,57</b> ***
Basenkapazität pH 8,2	0,42 ***	0,54 ***	0,33 ***	0,41 ***
Calcium	-0,09	0,22 *	-0,07	0,17 *
Chlorid	0,12	0,38 ***	0,10	0,28 ***
Kalium	-0,06	0,24 *	-0,05	0,19 *
Leitfähigkeit	0,19	0,49 ***	0,15	0,37 ***
Magnesium	-0,28 **	-0,05	-0,21 **	-0,02
Natrium	-0,03	0,23 *	-0,02	0,17 *
Nitrat	-0,21 *	-0,13	-0,16 *	-0,10
<b>pH-Wert</b>	<b>-0,84</b> ***	<b>-0,82</b> ***	<b>-0,69</b> ***	<b>-0,68</b> ***
<b>Säurekapazität pH 4,3</b>	<b>-0,80</b> ***	<b>-0,68</b> ***	<b>-0,65</b> ***	<b>-0,52</b> ***
SiO <sub>2</sub>	0,12	0,23 *	0,08	0,14
Spek. Absorption 254nm	0,23 *	0,25 *	0,17 *	0,18 *
Spek. Absorption 436nm	0,13	0,18	0,10	0,13
Sulfat	0,29 **	0,51 ***	0,23 **	0,39 ***
Wassertemperatur	-0,03	0,06	-0,02	0,05

Tab. 18:  
Ergebnisse der Rangkorrelation zwischen Acidity-Index bzw. Säurezustandsklasse und den Jahresmittelwerten der chemischen Parameter für Spearman's rho und Kendall's tau (p<0,05 - \*, p<0,01 - \*\*, p<0,001 - \*\*\*).

Der pH-Wert beeinflusst den Acidity-Index der Diatomeen (Abb. 98) und die Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos (Abb. 99) in ähnlicher Art und Weise. Beim Acidity-Index zeigen die Klassen 1 und 2 kaum pH-Wert Unterschiede, während die Klassen 2 bis 5 sich sehr deutlich differenzieren lassen. Die Säurezustandsklasse trennt die Klassen 1 und 2 hinsichtlich des pH-Wertes besser. Jedoch sind die Klassen 4 und 5 schlechter zu differenzieren.

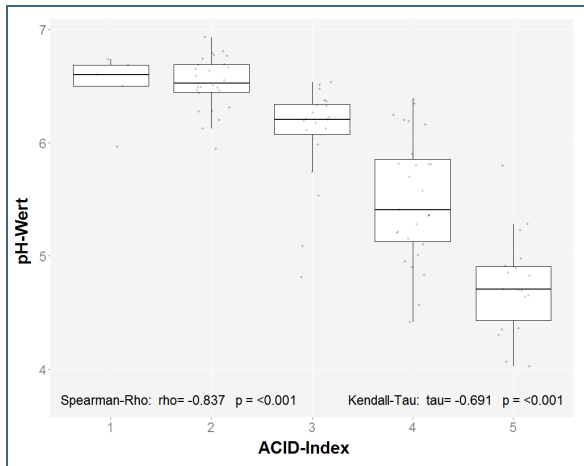


Abb. 98: Zusammenhang zwischen Acidity-Index der Diatomeen (transformiert in 5 Klassen) und den Jahresmittelwerten des pH-Wertes.

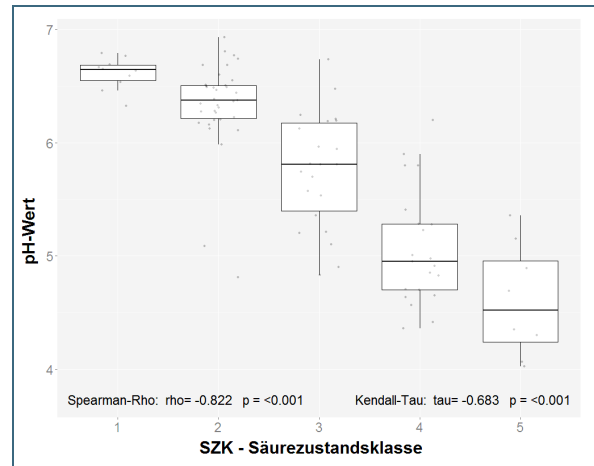


Abb. 99: Zusammenhang zwischen Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos (5 Klassen) und den Jahresmittelwerten des pH-Wertes.

Änderungen in der Aluminiumkonzentration bewirken beim Acidity-Index (Abb. 100) und der Säurezustandsklasse (Abb. 101) fast identische Klassenänderungen. Übersteigen die Aluminiumkonzentrationen Werte von 0,2 bis 0,3 mg/l, so führt dies bei beiden biologischen Komponenten zwangsläufig zu einer Einordnung in die Klassen 4 und 5. Eine Differenzierung der Klassen 1 bis 3 über den Jahresmittelwert der Aluminiumkonzentration scheint nicht möglich. Inwieweit diese Klassen durch andere Parameter differenziert oder von Konzentrationsspitzen beeinflusst werden, die in den Jahresmittelwerten nicht abgebildet sind, lässt sich mit der gewählten Auswertungsmethodik nicht klären.

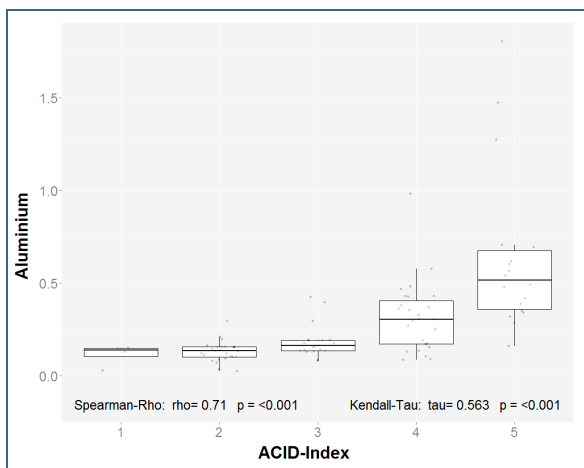


Abb. 100: Zusammenhang zwischen Acidity-Index der Diatomeen (transformiert in 5 Klassen) und den Jahresmittelwerten der Aluminiumkonzentration in mg/l.

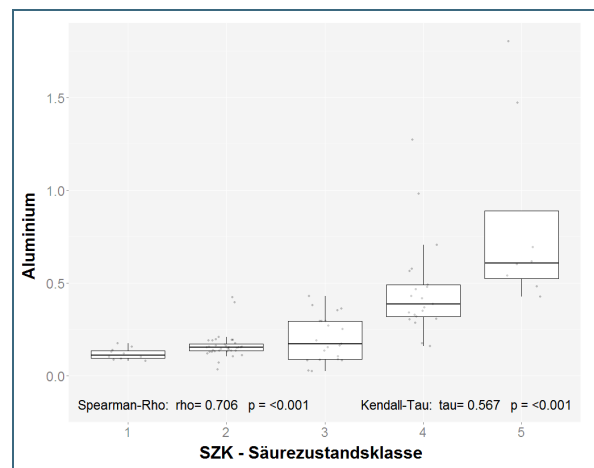


Abb. 101: Zusammenhang zwischen Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos (5 Klassen) und den Jahresmittelwerten der Aluminiumkonzentration in mg/l.

Eine Zunahme der Säurekapazität (pH 4,3) bewirkt allgemein eine Verbesserung des Versauerungszustands. Der Acidity-Index der Diatomeen wird von Änderungen der Säurekapazität sehr deutlich und



über alle Klassen hinweg beeinflusst (Abb. 102). Die Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos reagiert nur zwischen den Klassen 2 bis 4 auf Änderungen der Säurekapazität (Abb. 103).

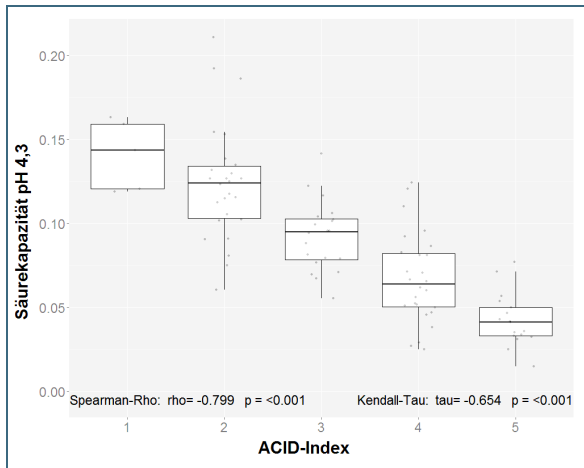


Abb. 102: Zusammenhang zwischen Acidity-Index der Diatomeen (transformiert in 5 Klassen) und den Jahresmittelwerten der Säurekapazität (pH 4,3) in mol/l.

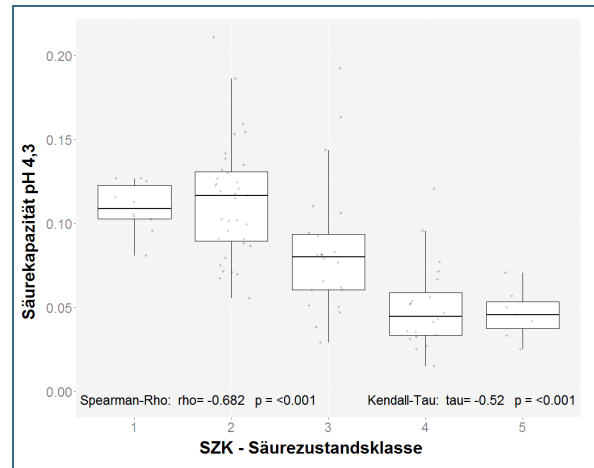


Abb. 103: Zusammenhang zwischen Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos (5 Klassen) und den Jahresmittelwerten der Säurekapazität (pH 4,3) in mmol/l.

In der Gegenüberstellung der beiden biologischen Verfahren zeigt sich sehr gut, dass beide Indikationssysteme zu vergleichbaren Ergebnissen gelangen (Abb. 104) und sich sinnvoll ergänzen. Die Säurezustandsklassen 2 bis 4 lassen sich auch über den Acidity-Index sehr gut differenzieren. Im Bereich der Säurezustandsklassen 1 und 2 sowie 4 und 5 ist eine exakte Unterscheidung schwieriger. Die kann auch durch die jeweiligen Untersuchungsmethoden begründet sein [8].

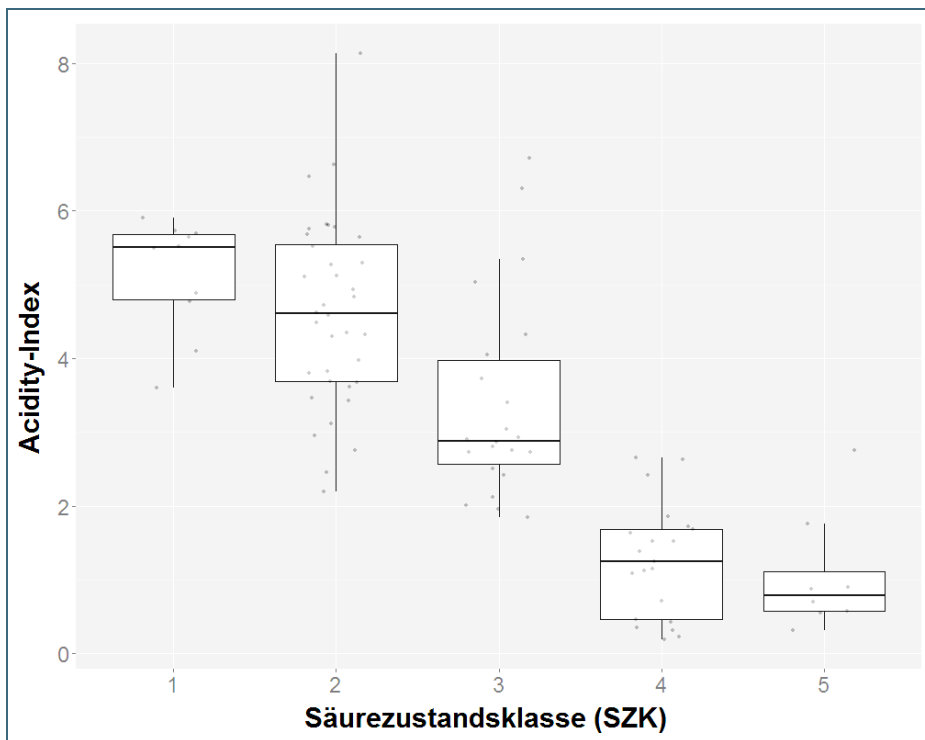


Abb. 104: Zusammenhang zwischen Acidity-Index der Diatomeen und den Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos (5 Klassen).

## 6.2 Regionale Zusammenhänge zwischen Biologie und Chemie

Nachdem deutlich geworden ist, dass ein Zusammenhang zwischen chemischen Parametern und biologischen Untersuchungen hergestellt werden kann, soll versucht werden regionale Unterschiede herauszuarbeiten. Dazu wurden die Untersuchungen des aktuellsten Zeitraums (2005-2013) verwendet. Für einen direkten Vergleich des chemischen und biologischen Zustands, wurden auch die Konzentrationen für die chemischen Parameter klassifiziert (siehe Kapitel 6.1.3) Die Wertebereiche sind in Tab. 19 dargestellt. Somit beschreiben die Klasse 1 sehr gute und die Klasse 5 schlechte Zustände auch für chemische Parameter.

Tab. 19: Klassengrenzen für das 5-Klassen-System der chemischen und biologischen Parameter (pH – pH-Wert; Al – Aluminium; SO<sub>4</sub> – Sulfat; KS 4,3 – Säurekapazität pH 4,3; SZK – Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos; ACID – Acidity-Index der Diatomeen).

Klasse	Einteilung der Parameter					
	pH	Al	SO <sub>4</sub>	KS 4,3	SZK	ACID
1	> 6,0	< 0,2	< 2,5	> 0,20	1	> 6,0
2	5,5 - 6,0	0,2 – 0,3	2,5 – 5,0	0,15 – 0,20	2	4,5 – 6,0
3	5,0 - 5,5	0,3 – 0,5	5,0 – 10	0,10 – 0,15	3	3,0 – 4,5
4	4,5 - 5,0	0,5 – 1,0	10 – 15	0,05 – 0,10	4	1,5 – 3,0
5	< 4,5	> 1,0	> 15	< 0,05	5	< 1,5

Alle Fließgewässer des Fichtelgebirges sind in Tab. 20 zusammen mit den jeweiligen Klassen der biologischen und chemischen Parameter aufgelistet. Sowohl Säurezustandsklasse (SZK) als auch Acidity-Index (ACID) liegen im Fichtelgebirge zumeist in der Klasse 4, an einigen Fließgewässern mit einer leichten Tendenz zur Klasse 3. Die Klassen von pH-Wert und Aluminium decken alle 5 Stufen ab, was in der biologischen Bewertung sich nicht gleichermaßen widerspiegelt. Eine Ursache hierfür könnte der durchweg niedrige Wert der Säurekapazität sein.

Tab. 20: Vergleich der Parameter-Klassen der Fließgewässer im **Fichtelgebirge** für chemische und biologische Parameter des Zeitraums 2005-2013 (pH – pH-Wert; Al – Aluminium; SO<sub>4</sub> – Sulfat; KS 4,3 – Säurekapazität pH 4,3; SZK – Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos; ACID – Acidity-Index der Diatomeen).

Mst. Nr.	Gewässer	pH	Al	SO <sub>4</sub>	KS 4,3	SZK	ACID
4772	Fichtelnaab	4	3	3	5	4	5
13396	Weißer Main	1	2	3	4	3	4
22837	Eger	1	1	2	4	3	3
22875	Birkenbach	3	3	3	5	4	3
23081	Roeslau	2	3	3	4	4	4
23088	Zinnbach	5	5	4	5	4	4
3414000	Lehstenbach	4	4	4	4	4	

Die Fließgewässer im Spessart (Tab. 21) weisen für SZK und ACID die Klasse 2 auf, bis auf die Speckkahl, welche den Klassen 3 bzw. 4 zuzuordnen ist. Die auffällig hohen Werte des Sulfats im Spessart sind geogenen Ursprungs und scheinen sich hier nicht negativ auf die Biologie auszuwirken. Die Klassen der Biologie sind am ehesten über die geringen Säurekapazitäten und evtl. damit einhergehenden Säureschüben zu erklären.

Tab. 21: Vergleich der Parameter-Klassen der Fließgewässer im **Spessart** für chemische und biologische Parameter des Zeitraums 2005-2013 (pH – pH-Wert; Al – Aluminium; SO<sub>4</sub> – Sulfat; KS 4,3 – Säurekapazität pH 4,3; SZK – Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos; ACID – Acidity-Index der Diatomeen).

Mst. Nr.	Gewässer	pH	Al	SO <sub>4</sub>	KS 4,3	SZK	ACID
22376	Aschaff	1	1	5	2	2	2
22619	Speckkahl	2	1	5	4	3	4
1414000	Metzenbach	1	1	4	3	2	

Die beiden Fließgewässer-Messstellen im Oberpfälzer Wald (Tab. 22) zeigen sowohl für die biologischen Parameter, als auch für die chemischen Messgrößen an der Messstelle Nummer 4550 konsistent einen um eine Klasse schlechteren Zustand an, so dass sowohl Biologie als auch Chemie den realen Zustand gut wiedergeben.

Tab. 22: Vergleich der Parameter-Klassen der Fließgewässer im **Oberpfälzer Wald** für chemische und biologische Parameter des Zeitraums 2005-2013 (pH – pH-Wert; Al – Aluminium; SO<sub>4</sub> – Sulfat; KS 4,3 – Säurekapazität pH 4,3; SZK – Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos; ACID – Acidity-Index der Diatomeen).

Mst. Nr.	Gewässer	pH	Al	SO <sub>4</sub>	KS 4,3	SZK	ACID
4550	Tirsch. Waldnaab	2	2	4	4	3	3
4553	Tirsch. Waldnaab	1	1	3	3	2	2

Im Bayerischen Wald befinden sich die meisten Fließgewässer-Messstellen (Tab. 23). Sie weisen auch die größte Bandbreite an Zuständen in Bezug auf die Versauerung auf. An den untersuchten Gewässern liegt die Säurezustandsklasse im Bereich von 1 bis 4 und der Acidity-Index sogar im Bereich von 1 bis 5 und deckt damit das gesamte mögliche Spektrum ab. Bei den chemischen Parametern fallen die durchweg sehr niedrigen Sulfatwerte ins Auge, die die im Vergleich zum Fichtelgebirge eine deutlich geringere Deposition widerspiegeln. Für die starken Unterschiede in der Biologie muss wohl eine Kombination aus Aluminium, pH-Wert und Säurekapazität herangezogen werden, da weder Aluminium noch der pH-Wert als alleinige erklärende Variable ausreichen.

Tab. 23: Vergleich der Parameter-Klassen der Fließgewässer im **Bayerischen Wald** für chemische und biologische Parameter des Zeitraums 2005-2013 (pH – pH-Wert; Al – Aluminium; SO<sub>4</sub> – Sulfat; KS 4,3 – Säurekapazität pH 4,3; SZK – Säurezustandsklasse des Makrozoobenthos; ACID – Acidity-Index der Diatomeen)

Mst. Nr.	Gewässer	pH	Al	SO <sub>4</sub>	KS 4,3	SZK	ACID
8150	Kleiner Regen	1	1	1	3	2	2
8153	Kl. Rachelbach	4	3	1	5	4	5
8156	Hirschbach	1	1	2	3	1	1
8261	Hochfallbach	1	1	2	4	3	4
8330	Seebach	3	2	2	4	3	5
8331	Seebach	4	3	2	5	4	5
8338	Arbersee-Zulauf	3	1	1	5	4	5
10746	Boebracher Bach	1	1	2	3	1	2
11784	Seebach	1	1	1	3	2	2
11787	Nörd. Seewandb.	4	3	2		4	
11788	West. Seewandb.	4	4	2		4	
11790	Vord. Schachtenb.	1	1	2	2	2	1
11793	Hint. Schachtenb.	1	1	2	3	2	2
11801	Große Ohe	1	1	1	3	2	2
11838	Sagwasser	1	1	1	3	1	2
13362	Schimmelbach	3	3	2	4	3	3
2414000	Markungsgraben	1	1	2	4	2	

## 6.3 Zusammenhänge zwischen den Kompartimenten

### 6.3.1 Vergleich aller Kompartimente

Die Versauerung ist in allen untersuchten Kompartimenten erkennbar. Um die Zusammenhänge hinreichend zu beschreiben, soll im Folgenden exemplarisch an zwei Messstellen des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) verdeutlicht werden, wie eng die Kompartimente miteinander in Wechselwirkung stehen.

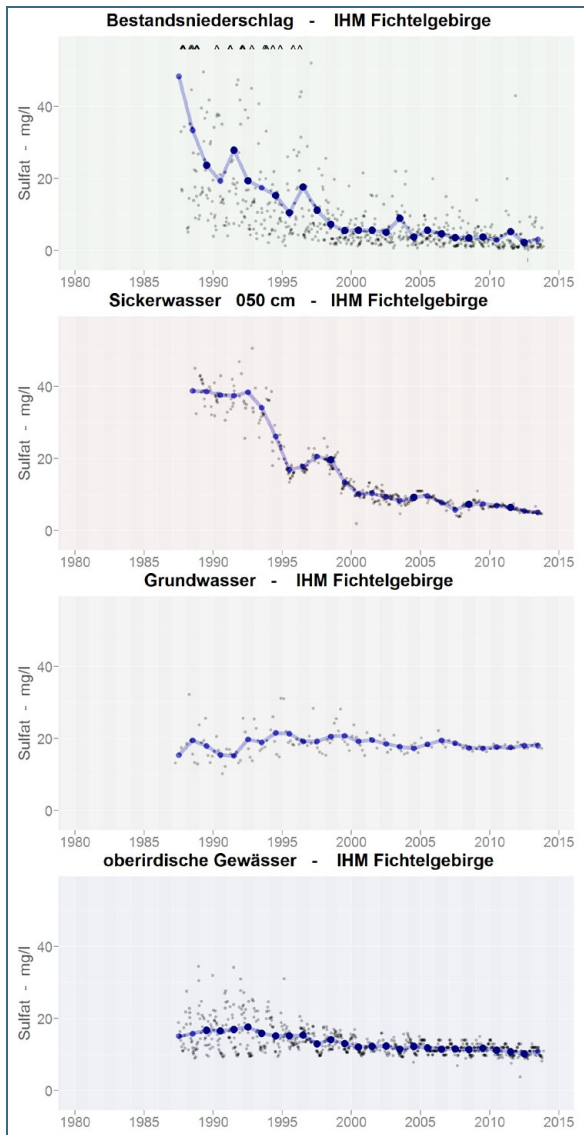


Abb. 105: Zusammenhang der zeitlichen Entwicklung der Sulfatkonzentrationen im Bestandsniederschlag, Sickerwasser (50 cm), Grundwasser und Fließgewässer an der Messstelle des IHM im Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

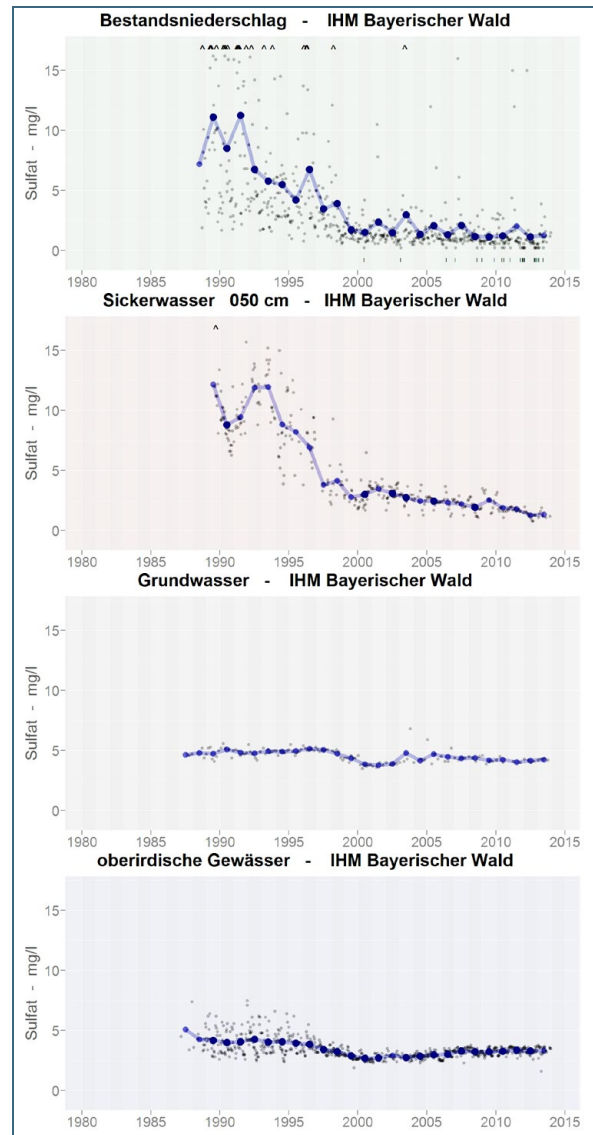


Abb. 106: Zusammenhang der zeitlichen Entwicklung der Sulfat-konzentrationen im Bestandsniederschlag, Sickerwasser (50 cm), Grundwasser und Fließgewässer an der Messstelle des IHM im Bayerischen Wald (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

Die Sulfatkonzentration im Bestandsniederschlag lag an der IHM-Messstelle im Fichtelgebirge (Abb. 105) auf einem annähernd dreifach höheren Niveau als an der IHM im Bayerischen Wald (Abb. 106). Dieser deutliche Unterschied beim Eintrag ist in allen Kompartimenten erkennbar. Seit Beginn der 2000er Jahre ist die Sulfatkonzentration an beiden Standorten auf einem deutlich niedrigeren Niveau angelangt. Diese Entwicklung prägt auch den Konzentrationsverlauf des Sulfats im Sickerwasser in 50 cm Tiefe. Im Grundwasser lassen sich kaum zeitliche Änderungen erkennen, allerdings sind die Sulfatkonzentrationen im Fichtelgebirge deutlich höher, was wiederum auf Unterschiede beim Eintrag hinweist. Demnach dürfte auch das Grundwasser von der sauren Deposition beeinflusst werden, allerdings erstrecken sich Änderungen dort über einen erheblich längeren Zeitraum. Die Sulfatkonzentration in den beiden Fließgewässern schwanken bis Ende der 1990er Jahre stark, danach gehen sie in eine relativ konstante Phase über. Die Abnahme der Schwankungen ist durch das Abfallen der Konzentration im Bestandsniederschlag und Sickerwasser unter die Konzentration im Grund-



wasser zu erklären. Dadurch entstehen keine Konzentrationsspitzen mehr, so dass die Sulfatkonzentration im Fließgewässer durch die Konzentration des Grundwassers dominiert wird. Dies ist auch die Erklärung für das aktuell relativ konstante Niveau der Sulfatwerte im Fließgewässer.

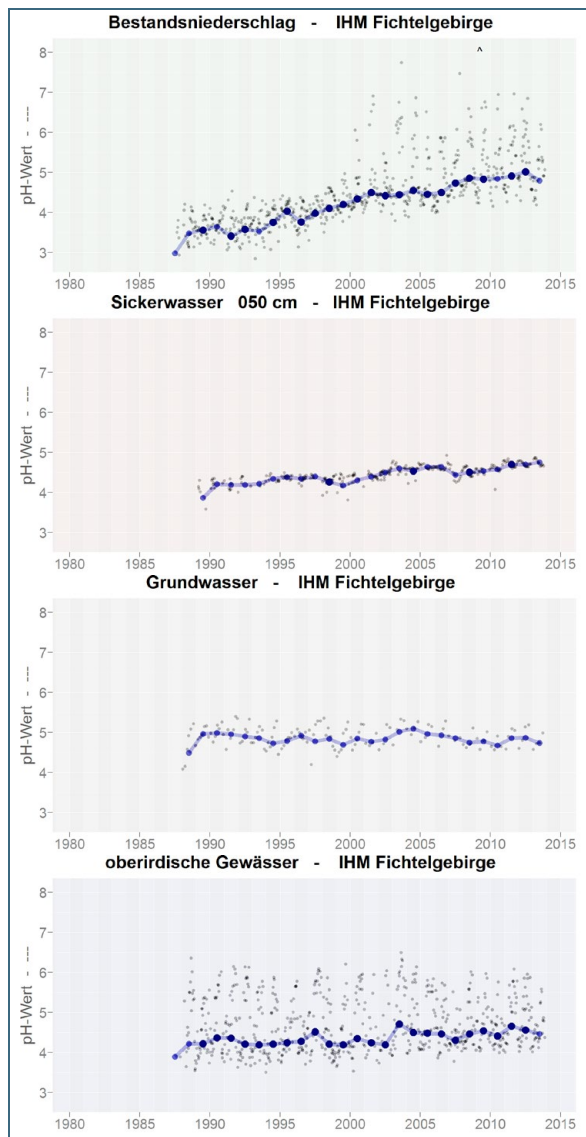


Abb. 107: Zusammenhang der zeitlichen Entwicklung des pH-Wertes im Bestandsniederschlag, Sickerwasser (50 cm), Grundwasser und Fließgewässer an der Messstelle des IHM im Fichtelgebirge (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

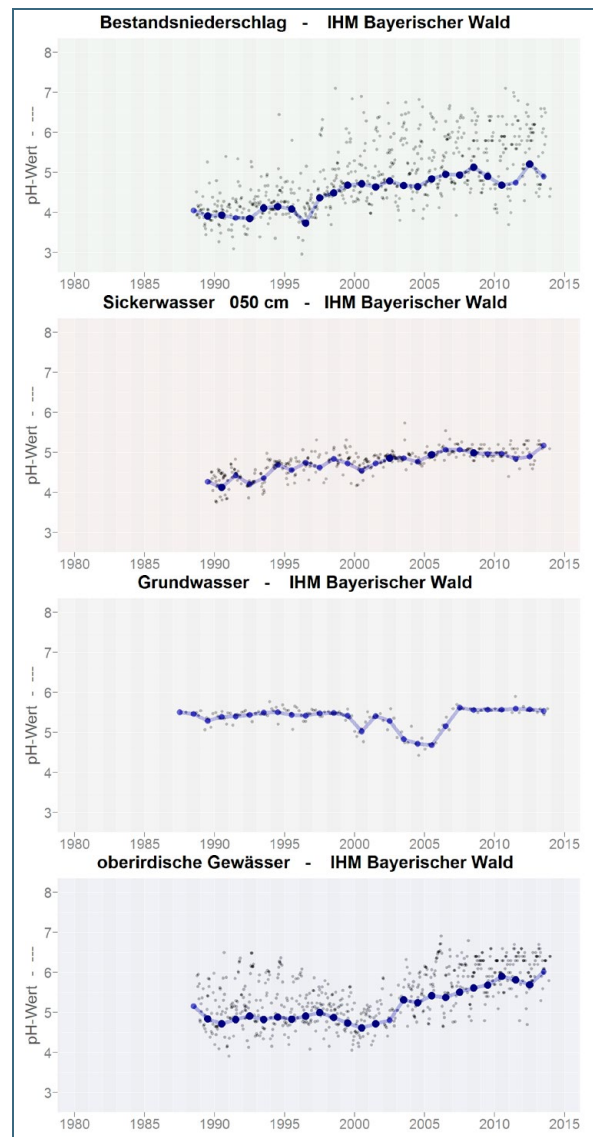


Abb. 108: Zusammenhang der zeitlichen Entwicklung des pH-Wertes im Bestandsniederschlag, Sickerwasser (50 cm), Grundwasser und Fließgewässer an der Messstelle des IHM im Bayerischen Wald (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

Im Bestandsniederschlag ist sowohl an der IHM-Messstelle im Fichtelgebirge (Abb. 107) als auch im Bayerischen Wald (Abb. 108) ein deutlicher Anstieg der pH-Werte zu beobachten. Dies resultiert an beiden Standorten in einem etwas abgeschwächten Ansteigen der pH-Werte beim Sickerwasser in 50 cm Tiefe. Die pH-Werte des Grundwassers zeigen nur eine minimale bis keine Reaktion auf die verringerten Säureeinträge. Im Fichtelgebirge ist zudem das Niveau des pH-Wertes um ca. eine halbe Einheit niedriger als im Bayerischen Wald. Aufgrund dieser vergleichbaren Entwicklungen mag die unterschiedliche Dynamik beim pH Anstieg der beiden Fließgewässer verwundern. Eine Erklärung dafür ist zum einen die noch deutlich höheren Sulfatkonzentration im Fichtelgebirge und zum anderen das erheblich stärkere Gefälle des Einzugsgebiets im Bayerischen Wald. Dadurch wird das Fließgewässer

zu einem größeren Anteil aus Oberflächen- und Zwischenabfluss gespeist, die sich bereits mehr von der Versauerung erholt haben.

### 6.3.2 Vergleich von Fließgewässer (Zu- bzw. Abläufe) und See

Im Rahmen des Versauerungsmonitorings wurde auch der Kleine Arbersee mit seinen beiden Zuläufen und dem Ablauf untersucht, allerdings unterbrochen von einer Periode in der keine Analysen stattfanden. Dessen ungeachtet lassen sich an den vier Messstellen im zeitlichen Verlauf keine signifikanten Unterschiede für den pH-Wert feststellen (Abb. 109).

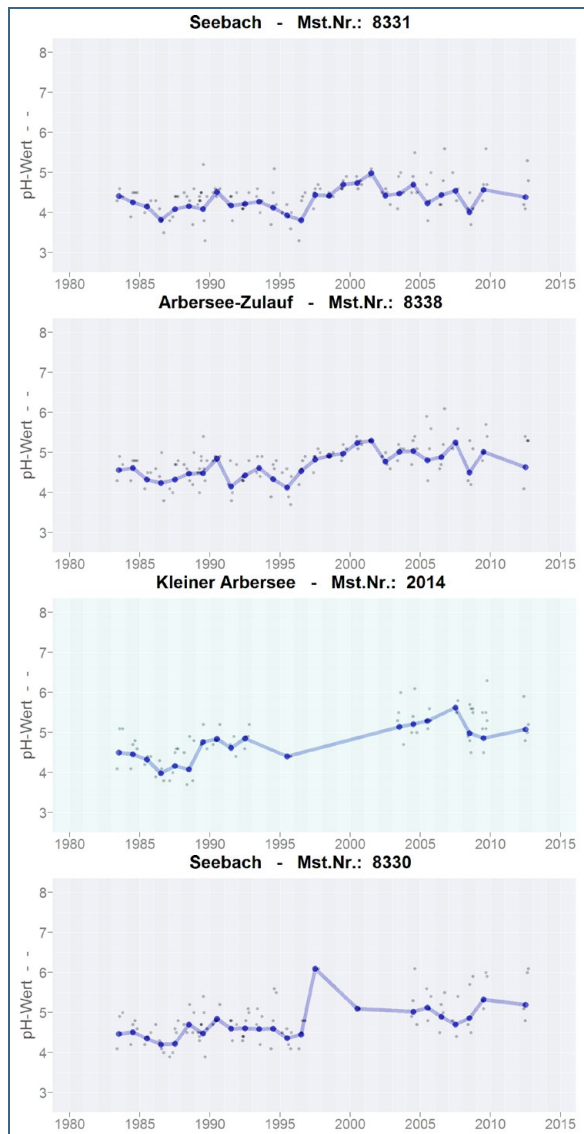


Abb. 109: Zusammenhang der zeitlichen Entwicklung des pH-Wertes des Kleinen Arbersees (2014) und seinen Zuläufen (Seebach – 8331, Arbersee-Zulauf – 8338) und dem Ablauf (8330) - (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau).

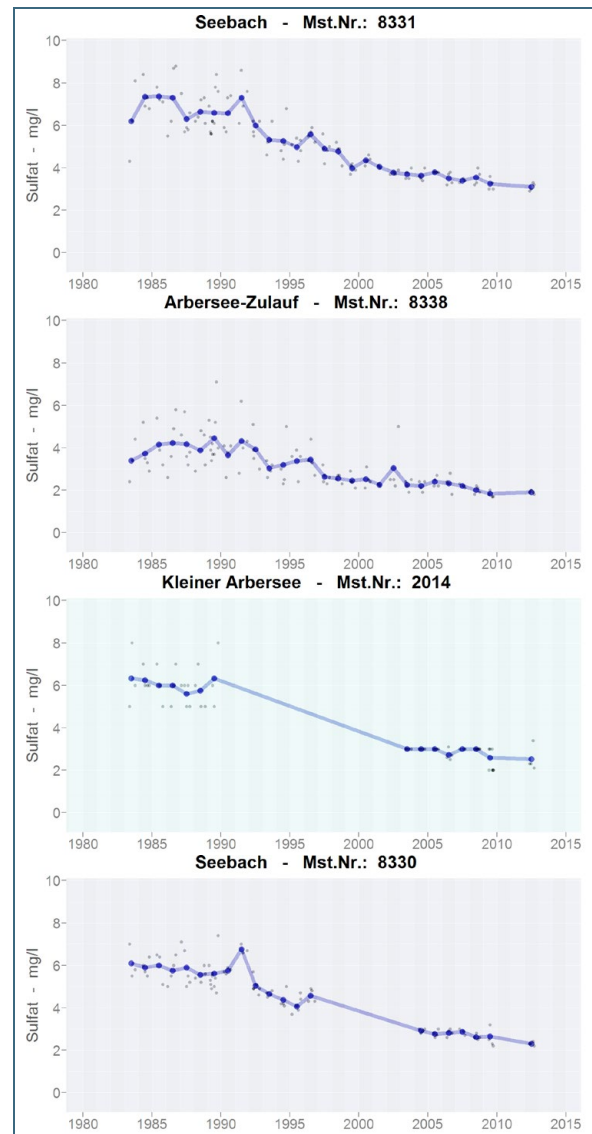


Abb. 110: Zusammenhang der zeitlichen Entwicklung der Sulfatkonzentration des Kleinen Arbersees (2014) und seinen Zuläufen (Seebach – 8331, Arbersee-Zulauf – 8338) und dem Ablauf (8330) - (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau).

Die Sulfatkonzentrationen sind an allen Messstellen in vergleichbarer Art und Weise rückläufig (Abb. 110) bei leichten Unterschieden in der jeweiligen Ausgangskonzentration der betrachteten Gewässer. Die Zeitreihen weiterer Parameter ließen ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen den vier Messstellen erkennen.

Betrachtet man den Rachelsee und seine Zuläufe, so zeigen sich hier leichte Unterschiede in der Entwicklung (Abb. 109). Während sich der pH-Wert in den beiden Zuläufen von ca. 4,2 (1985) auf ca. 4,8 (2013) erholt hat, stiegen die pH-Werte im Rachelsee selbst in den letzten 10 Jahren deutlich stärker bis auf Werte von über 5,5 an. Eine mögliche Erklärung dafür könnte sein, dass sich durch die Verringerung der Säurebelastung die Lebensbedingungen für die Organismen verbessert haben. Daraus resultiert eine Veränderung der Artenzusammensetzung des Planktons und damit auch eine Veränderung der Biomasse. Diese Primärproduktion greift wiederum in den Stoffhaushalt des Sees ein und beschleunigt damit unter Umständen die Erholung von der Versauerung.

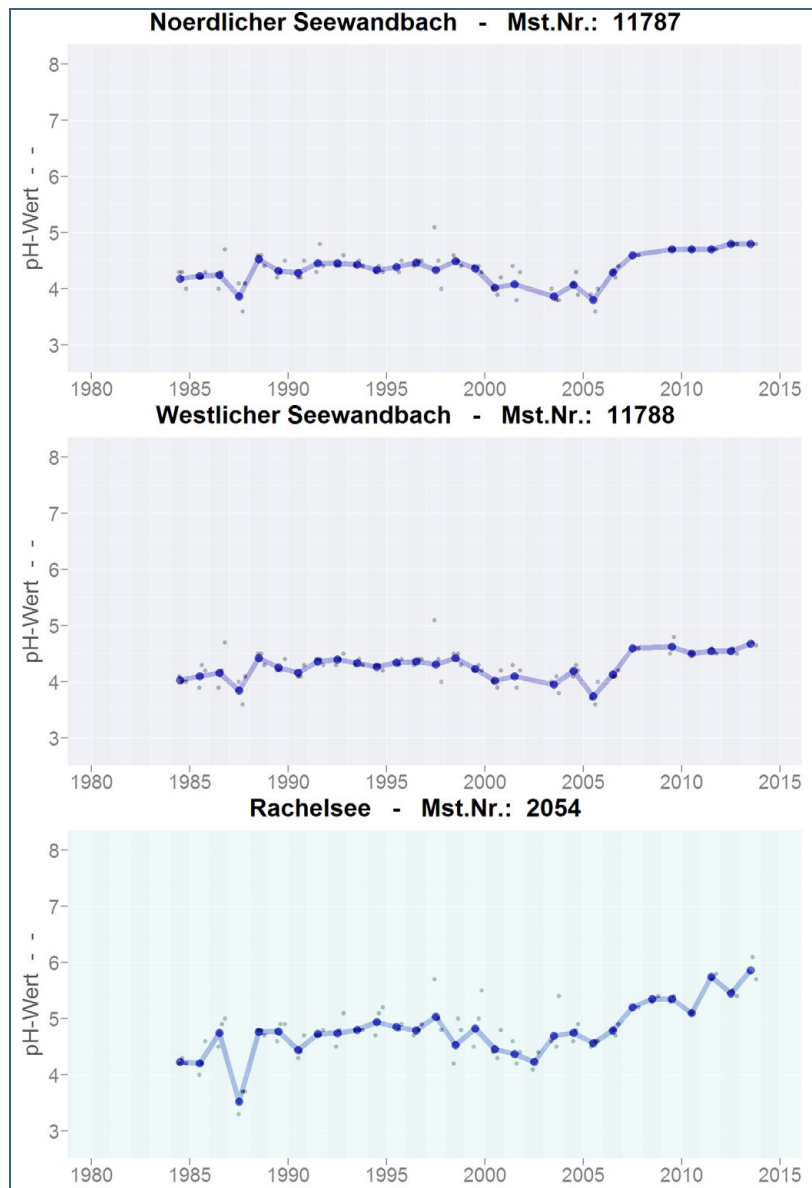


Abb. 111:  
Zusammenhang der zeitlichen Entwicklung des pH-Wertes des Rachelsees (2054) und seinen Zuläufen (Nördlicher Seewandbach – 11787, Westlicher Seewandbach – 11788) - (Messwerte – grau; Jahresmittel – blau; Jahresmittel unvollständig – hellblau).

### 6.3.3 Vergleich von Niederschlag, Sickerwasser und Grundwasser

Um das unterschiedliche Ausmaß der Erholung von der Versauerung noch einmal zu verdeutlichen, wurden Profildarstellungen des pH-Wertes erstellt, welche die Entwicklung vom Beständniederschlag bis ins Grundwasser für alle drei untersuchten Regionen an den drei IHM-Standorten (Abb. 112, Abb. 113 und Abb. 114) aufzeigen.

Für alle drei Standorte wurden die pH-Werte der Jahre 1996 und 2011 dargestellt. Der pH-Wert steigt besonders stark im Freilandniederschlag (Niederschlag) und im Bestandsniederschlag. Betrachtet man die Konzentrationen im Sickerwasser, so sind die pH-Werte im Oberboden an allen drei Standorten angestiegen, während dies in tieferen Bodenschichten kaum noch zu erkennen ist. Im Grundwasser lässt sich im Zeitraum 1996 bis 2011 standortübergreifend keine signifikante Änderung des pH-Wertes erkennen. Daran wird deutlich, dass die Entsäuerung der Ökosysteme zwar bereits begonnen hat, aber noch nicht bis in die tieferen Bodenschichten und das Grundwasser vorgedrungen ist.

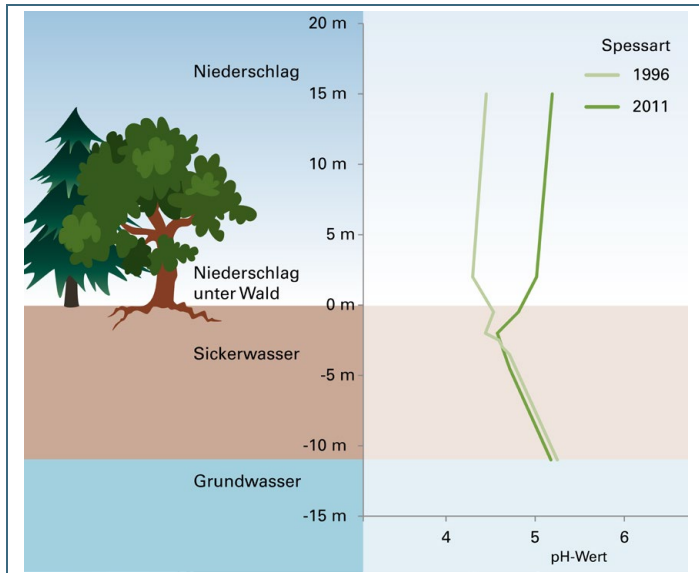


Abb. 112: Profildarstellung des pH-Wertes für die Jahre 1996 und 2011 an der Messstelle des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) im Hochspessart.

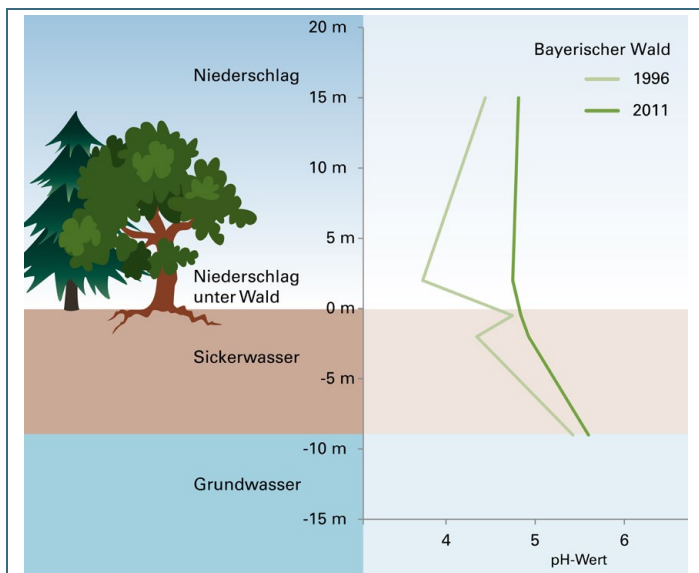


Abb. 113: Profildarstellung des pH-Wertes für die Jahre 1996 und 2011 an der Messstelle des Integrierten Hydrologischen Monitorings (IHM) im Bayerischen Wald.



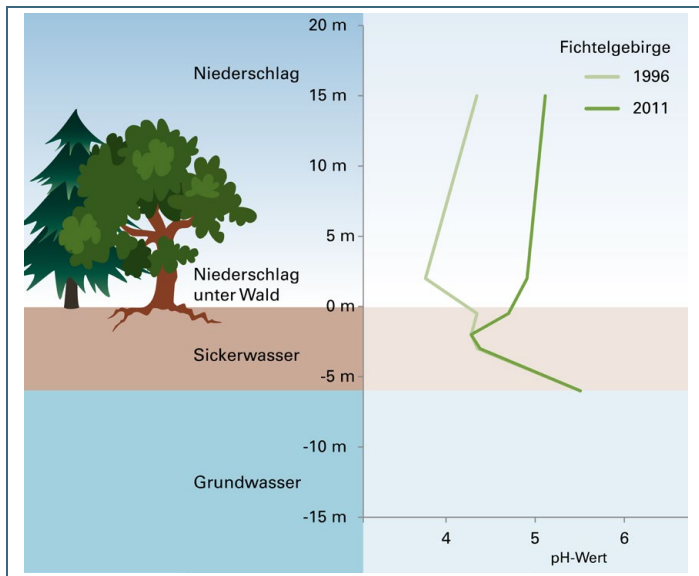


Abb. 114:  
 Profildarstellung des pH-Wertes für die Jahre  
 1996 und 2011 an der Messstelle des Inte-  
 grierten Hydrologischen Monitorings (IHM) im  
 Fichtelgebirge.

## 7 Zusammenfassung der Erkenntnisse

Seit über 25 Jahren wird in Bayern kontinuierlich ein Versauerungsmonitoring durchgeführt. Erstmals wurden biologische und chemische Daten der verschiedenen Kompartimente – Niederschlag, Boden, Grundwasser und Oberflächengewässer für diesen Bericht gemeinsam ausgewertet. Dadurch ergibt sich gegenüber einer Einzelbetrachtung von Auswirkungen ein deutlich umfassenderes Bild der Versauerungssituation in Bayern. Die wichtigsten Erkenntnisse sind im Folgenden zusammengefasst:

- Die Qualität des Niederschlags hat sich im Laufe der Untersuchungen stark verbessert. Dies zeigt sich vor allem in sinkenden Sulfatkonzentrationen und einem Anstieg der pH-Werte. Von der Schwefeldeposition geht aktuell über den Niederschlag keine versauernde Wirkung mehr aus. Ein Rückgang der Stickstoffeinträge ist jedoch nur in einem sehr geringem Maße zu beobachten.
- In den Waldböden können steigende pH-Werte sowie fallende Aluminium- und Sulfatkonzentrationen beobachtet werden, was eine langsame Erholung von der anthropogenen Versauerung belegt. Im Grundwasser und dem Sickerwasser tieferer Bodenschichten ist bislang meist nur eine stark abgeschwächte Reaktion auf die verringerten Einträge zu beobachten, was primär auf die hohen Verweilzeiten zurückzuführen ist.
- Der in den Böden gespeicherte Schwefel verringert sich kontinuierlich, was einerseits an Hand des oberflächennahen Sickerwassers, andererseits aber auch über die Frachtbilanzen der Einzugsgebiete eindeutig gezeigt werden konnte. Hierdurch wird die Grundlage für eine weiterhin nachhaltige Entwicklung zum Positiven gelegt.
- Quellwasser zeigt in vielen Fällen deutliche Erholungstendenzen im Hinblick auf den pH-Wert und Aluminium. Die Aluminiumkonzentration des Trinkwassers (Rohwasser) stellt im Gegensatz zu früher nur noch in wenigen Ausnahmefällen ein Problem dar.
- Für die bayerischen Flüsse und Seen lässt sich sowohl über chemische als auch biologische Untersuchungen (wirbellose Besiedler des Gewässergrundes, Kieselalgen) eine Erholung von der Versauerung belegen. Regional sind jedoch durchaus Unterschiede erkennbar, so dass einige Regionen, wie das Fichtelgebirge, voraussichtlich noch längere Zeiträume für eine vollständige Entsäuerung hin zu natürlicherweise leicht sauren pH-Werten benötigen.
- Die Organismen in den Oberflächengewässern finden stark verbesserte Lebensbedingungen vor, was sich in der Artenzusammensetzung sowie der Häufigkeit widerspiegelt. Besonders positiv wirkt sich der Rückgang der Aluminiumkonzentrationen auf Werte unter 0,2-0,3 mg/l aus, da in diesem Wertebereich kaum noch toxische Effekte zu verzeichnen sind. Dies wurde vielerorts durch ein Ansteigen der pH-Werte in den Fließgewässern und einen verringerten Austrag von Aluminium aus den Böden erreicht.
- Ebenfalls positiven Einfluss auf die Gewässerorganismen haben steigende pH-Werte und höhere Pufferkapazitäten. Da eine Regeneration der Pufferkapazitäten hauptsächlich durch Verwitterungsprozesse stattfindet, ist dies ein sehr langsamer Vorgang. Trotzdem ist hervorzuheben, dass sowohl Häufigkeit als auch Ausmaß der kurzzeitigen Säureschübe klar rückläufig sind.
- In vielen Oberflächengewässern des Versauerungsmonitorings konnte eine deutliche Zunahme des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) festgestellt werden, welche möglicherweise mit der Erholung von der Versauerung in Zusammenhang steht.
- Eine allgemeingültige Angabe, wie lange die Erholung von der Versauerung noch andauern wird, ist derzeit nicht möglich, da sowohl regional als auch bezogen auf die Kompartimente sehr verschiedene Ausgangszustände vorlagen und die jeweiligen Erholungsprozesse unterschiedlich

weit fortgeschritten sind. Es lässt sich allerdings durchaus festhalten, dass an einigen Messstellen die Erholung nahezu abgeschlossen ist, während dies in anderen Fällen noch mehrere Jahrzehnte andauern wird.

- Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die gesellschaftlichen Anstrengungen im Kampf gegen die Versauerung flächendeckend Erfolge zeigen.

Das Zusammenführen der Ergebnisse aus den verschiedenen Kompartimenten erhöht das Verständnis für die Abläufe und Prozesse in den jeweiligen Einzugsgebieten. Besonders wichtig ist dies für die Erklärung von auftretenden Änderungen und der Abschätzung der zukünftigen Entwicklung. Für die meisten Kompartimente können auf Grund der langen Versauerungshistorie jedoch nur grobe Abschätzungen getroffen werden, wie ein zukünftiger „Zielzustand“ aussehen könnte.

Da insgesamt noch nicht in allen Bereichen ein zufriedenstellender Zustand erreicht wurde, wird es auch in Zukunft wichtig sein, die Versauerungsentwicklung mit Hilfe eines kontinuierlichen Monitorings zu überwachen. Die aktuellen Erkenntnisse dienen dabei als Basis für die Optimierung des Monitorings.

## 8 Literatur

- [1] ALLES, E. (1999): Fließgewässerversauerung im Schwarzwald. Ökologische Bewertung auf der Basis benthischer Diatomeen.- Zentraler Fachdienst Wasser – Boden – Abfall – Altlasten bei der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.- Handbuch Wasser 2: 1-507.
- [2] ANDRÉN, C. & JARLMAN, A. (2008): Benthic diatoms as indicators of acidity in streams.- Fundamental and Applied Limnology, Archiv für Hydrobiologie 173/3: 237-253.
- [3] ARZET, K. (1987): Diatomeen als pH-Indikatoren in subrezentem Sedimenten von Weichwasserseen.- Diss. Abt. Limnol. Innsbruck 24: 1-266.
- [4] BORG, I. & GROENEN, P. (2005): Modern Multidimensional Scaling: theory and applications (2nd ed.). New York: Springer-Verlag. pp. 207–212.
- [5] BRAUKMANN, U. & BISS, R. (2004): Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. Limnologica 34: 433-450.
- [6] BRAY, J. R. & CURTIS, J. T. (1957): An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. Ecological Monographs 27:325-349.
- [7] FAHRMEIR, L., KÜNSTLER, R., PIGEOT, I., TUTZ, G. (2004): Statistik - Der Weg zur Datenanalyse. Fünfte, verbesserte Auflage. Berlin: Springer, S. 142
- [8] HESS, M. & HECKES, U. (2014): 25 Jahre Versauerungsmonitoring SAMOWA25 - Auswertungen Makrozoobenthos. Büro H2.
- [9] HOFFMANN, A., SCHAUMBURG, J., MAETZE, A. (2011): Germany: Long-term trends in Biota at ICP Water sites – ICP Waters Report 106/2011: Trends in precipitation chemistry, surface water chemistry and aquatic biota in acidified areas in Europe and North America from 1990 to 2008, Norwegian Institute for Water Research, Oslo: 67-69.
- [10] HOFMANN, G. (2014): Bewertung des Säurezustands von Fließgewässern des bayerischen Versauerungsmonitorings anhand von benthischen Diatomeen. Bericht zum Projekt „25 Jahre Versauerungsmonitoring – SAMOWA25“.
- [11] HUSTEDT, F. (1938/1939): Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra.- Archiv Hydrobiologie Suppl. 15: 638-798; 16: 274-394.
- [12] KENDALL, M. G. & GIBBONS, J. D. (1990): Rank correlation methods .- Edward Arnold, London
- [13] KENDALL, M.G. (1975): Rank Correlation Methods. Charles Griffin, London.
- [14] MANN, H.B. (1945): Non-parametric test against trend. Econometrica, Vol. 13, S. 245–259.
- [15] MANN, H.B. & WHITNEY, D. (1947): On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. Annals of mathematical Statistics 18: 50-60
- [16] MATTHESS, G. & MURAWSKI, H. (1978): Das Mainprojekt. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (Hrsg.) Heft 7, München, Eigenverlag, S. 108 – 120.
- [17] REUSS, J. O. & JOHNSON, D. W. (1986): Acid deposition and the acidification of soils and waters. Ecological studies, 59, Springer-Verlag, Berlin.
- [18] SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A., FOERSTER, J. (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umset-



- zung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten & Phytobenthos: 1- 119. Arbeitsmaterialien des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (Stand Januar 2006).
- [19] SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., VOGEL, A., GUTOWSKI, A. (2012): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten & Phytobenthos: 1- 191. Arbeitsmaterialien des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (Stand Januar 2012).
- [20] SCHAUMBURG, J., MAETZE, A., LEHMANN, R., KIFINGER, B., CORING, E., ZAHN, H. (2008): Konvention über den weiträumigen, grenzüberschreitenden Transport von Luftverunreinigungen - Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE: Bericht der Jahre 2005 – 2006.- Bayerisches Landesamt für Umwelt im Auftrag des Umweltbundesamtes, Augsburg, 235 pp.
- [21] SCHOEN, R. (1985): Zum Nachweis depositionsbedingter Versauerung in kalkarmen Fließgewässern der BRD mittels einfacher chemischer Modelle. In: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (Hrsg.): Symposium Wald und Wasser, Grafenau 2.-5. Sept. 1985, S. 631-643.
- [22] SCHOEN, R. & KOHLER, A. (1984): Gewässerversauerung in kleinen Fließgewässern des Nordschwarzwaldes während der Schneeschmelze 1982. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. UBA Materialien 1/84, S. 58-69.
- [23] SEN, P.K. (1968): Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. Journal of the American Statistical Association, Vol. 63 (324), S. 1379–1389.
- [24] SHEPARD, R.N. (1962): The analysis of proximities: Multidimensional scaling with an unknown distance function, I. Psychometrika, 27 (2), 125–140.
- [25] VAN DAM, H., MERTENS, A., SINKELDAM, J. (1994): A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands.- Netherlands Journal of Aquatic Ecology 28(1): 117-133.
- [26] VRBA, J., KOPACEK, J., FOTT, J. (2000): Long-term limnological research of the Bohemian Forest lakes and their recent status.- Silva Gabreta Vol. 4, Vimperk, S. 7-28.
- [27] VRBA, J., FOTT, J., SOLDAN, T., CTVRTLIKOVA, M., BOJKOVA, J. (2011): Czech republic: Trends in biological recovery from acid stress in the Bohemian Forest lakes.- ICP Waters Report 106/2011: Trends in precipitation chemistry, surface water chemistry and aquatic biota in acidified areas in Europe and North America from 1990 to 2008, Norwegian Institute for Water Research, Oslo: 52-55.
- [28] WILCOXON, F. (1945): Individual Comparisons by Ranking Methods. Biometrics Bulletin 1: 80–83.

