

Zeitliche Dynamik der Nährstofffrachten der Oder im Hinblick auf Konsequenzen für das Stettiner Haff



Autorin:
Sonja Dorendorf



IKZM-Oder Berichte

38 (2007)

Zeitliche Dynamik
der Nährstofffrachten der Oder
im Hinblick auf Konsequenzen
für das Stettiner Haff

von

Sonja Dorendorf

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg
Institut für Chemie und Biologie des Meeres (ICBM)
Carl-von-Ossietzky-Str. 9-11, 26111 Oldenburg

Oldenburg, September 2007

Die vorliegende Arbeit ist eine Diplomarbeit am Institut für Chemie und Biologie des Meeres (ICBM) der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. Sie wurde im Rahmen des Studienganges Marine Umweltwissenschaften angefertigt und von Dr. Dietmar Kraft sowie PD Dr. habil. Gerald Schernewski (Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde) betreut.

Impressum

Die IKZM-Oder Berichte erscheinen in unregelmäßiger Folge. Sie enthalten Ergebnisse des Projektes IKZM-Oder und der Regionalen Agenda 21 "Stettiner Haff – Region zweier Nationen" sowie Arbeiten mit Bezug zur Odermündungsregion. Die Berichte erscheinen in der Regel ausschließlich als abrufbare und herunterladbare PDF-Files im Internet.



Das Projekt "Forschung für ein Integriertes Küstenzonenmanagement in der Odermündungsregion (IKZM-Oder)" wird vom Bundesministerium für Bildung und Forschung unter der Nummer 03F0403A-H gefördert.



Die Regionale Agenda 21 "Stettiner Haff – Region zweier Nationen" stellt eine deutsch-polnische Kooperation mit dem Ziel der nachhaltigen Entwicklung dar. Die regionale Agenda 21 ist Träger des integrierten Küstenzonenmanagements und wird durch das Projekt IKZM-Oder unterstützt.



Herausgeber der Zeitschrift:

EUCC – Die Küsten Union Deutschland e.V.
Poststr. 6, 18119 Rostock, <http://www.eucc-d.de/>
Dr. G. Schernewski & N. Löser

Für den Inhalt des Berichtes sind die Autoren zuständig.

Die IKZM-Oder Berichte sind abrufbar unter <http://ikzm-oder.de/> und <http://www.agenda21-oder.de/>

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Hintergrund	2
2.1	Nährstoffe und Gewässer-Eutrophierung	2
2.1.1	Definition und Bedeutung von Nährstoffen	2
2.1.2	Anthropogene Belastung der Gewässer	4
2.2	Politische Rahmenbedingungen	5
2.2.1	Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)	6
2.2.2	Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM)	7
2.3	Das Untersuchungsgebiet	7
2.3.1	Die Oder	7
2.3.2	Die Odermündungsregion	10
3	Datengrundlage	12
4	Beschreibung und Aufbereitung der Daten	13
4.1	Oder	13
4.1.1	Konzentrationen der Nährstoffe	14
4.1.2	Abfluss	21
4.1.3	Frachten der Nährstoffe	22
4.2	Stettiner Haff	23
5	Methodik der Singular Spectrum Analysis (SSA)	24
5.1	Berechnung der SSA	24
5.2	Kreuzkorrelationen Oder - Haff	26
6	Ergebnisse und Auswertung	27
6.1	Anwendung der SSA auf Oderdaten	27
6.1.1	Abfluss	27
6.1.2	Nährstofffracht	34
6.2	Vergleich der Nährstoffdynamik in Oder und Stettiner Haff	45
6.3	Analyse des Jahresgangs in Zeitspannen	52
7	Diskussion	61
7.1	Singular Spectrum Analysis (SSA) der zeitlichen Dynamik von Abfluss und Nährstofffracht	61
7.2	Berechnung der Kreuzkorrelationen Oder - Haff	62
7.3	Ergebnisse zur zeitlichen Dynamik der Oder	62
7.4	Auswirkungen der Fracht-Dynamik auf das Stettiner Haff	64
7.5	Zeitliche Veränderung des Jahresgangs	65
8	Zusammenfassung und Ausblick	67

A Graphische Darstellung der berechneten Monatsfrachten im Stationsvergleich	71
B Mathematische Definitionen	75
Abbildungsverzeichnis	77
Literaturverzeichnis	80
Danksagung	84

1 Einleitung

Die Gewässer Europas werden seit Jahrhunderten auf vielfältige Art und Weise menschlich genutzt. Im Zuge der Industrialisierung jedoch haben die schadhafte Einflüsse auf die Gewässer und deren Wasserqualität rapide zugenommen. Neben der Belastung durch Schad- und Giftstoffe zählt Eutrophierung zu den zentralen Problemfeldern der Gewässerökologie. Um der Verschmutzung der Oberflächen- und Grundwässer entgegenzuwirken, wurden seit Mitte der 1980er Jahre eine Reihe politischer Richtlinien und Gesetze erlassen. So wurde beispielsweise 1988 von der Helsinki Commission (HELCOM) zum Schutz der Ostsee das Ziel aufgestellt, die Nährstoffeinträge aller Anrainerstaaten um 50% zu reduzieren. Die Oder, als sechst größter Süßwasserzufluss, stellt im südlichen Einzugsgebiet der Ostsee eine der Hauptnährstoffquellen dar. Das zur Ostsee hin weitestgehend abgeschlossene Stettiner Haff (Oder Haff) fungiert als zentrales Bindeglied zwischen Oder und Ostsee.

Auch das Stettiner Haff wurde durch zunehmende Nährstoffeinträge der umliegenden Flüsse Eutrophierungsprozessen ausgesetzt. Es wird momentan als hypertroph kategorisiert, und intensive Algenblüten, verminderte Sichttiefe, Sauerstoffarmut und Fischsterben sind keine Seltenheit. Da der Tourismus in der Odermündungsregion einen hohen Stellenwert einnimmt und einer der Hauptwirtschaftsfaktoren ist, sind die Auswirkungen einer verschlechterten Wasserqualität auf die lokale Ökonomie immens. Eine große Gefahr stellen dabei vermehrt auftretende Blüten toxischer Cyanobakterien dar. Um die wirtschaftliche Zukunft der Region zu sichern, sind somit Maßnahmen zur Bekämpfung der Eutrophierung unumgänglich.

Da die Oder der Haupteinleiter von Nährstoffen ins Haff ist, sind Reduktionsmaßnahmen im gesamten Einzugsgebiet erforderlich. Die Systeme Einzugsgebiet, Fluss und Küstenzone müssen gekoppelt betrachtet werden. Nur so lassen sich effektive Maßnahmen entwickeln und durchsetzen. Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM) hat eben diese Vernetzung aller Ebenen zum Ziel und stellt daher ein geeignetes Werkzeug zur Verbesserung der ökologischen und ökonomischen Gegebenheiten der Odermündungsregion dar.

Ferner sieht die im Jahr 2000 von der Europäischen Kommission erlassene Wasser-Rahmenrichtlinie (WRRL) vor, alle europäischen Gewässer bis zum Jahr 2015 in einen „guten ökologischen Zustand“ zu überführen. Da das Stettiner Haff vermutlich schon immer ein eutrophes System war, sind zur Definition der Reduktionsziele Referenzwerte aus Zeiten geringer anthropogener Belastung vonnöten. Aufgrund fehlender Messdaten müssen diese auf Modellrechnungen basieren, für welche wiederum verlässliche, möglichst weit zurückreichende Zeitreihen der Nährstofffrachten benötigt werden.

Die vorliegende Diplomarbeit wurde im Rahmen des BMBF-Projektes IKZM-Oder erstellt. Ziel ist eine ausführliche Dokumentation der zeitlichen Variabilität der Oder-Nährstofffrachten, sowie eine Analyse der Auswirkungen auf die Nährstoffkonzentrationen im Stettiner Haff. Als Vorarbeit bis zur Entwicklung verlässlicher Modellergebnisse sowohl der Oder-Nährstofffracht als auch daran anknüpfend der Haff-Konzentrationen werden in dieser Arbeit die existierenden Messdaten des Zeitraums 1975 bis 2005 aus Oder und Stettiner Haff analysiert.

Im folgenden Kapitel werden zunächst die Hintergründe zu Nährstoffen und Gewässer-

Eutrophierung (2.1) und den politischen Rahmenbedingungen (2.2) wiedergegeben, gefolgt von einer ausführlichen Beschreibung des Untersuchungsgebietes (2.3). Kapitel 3 schildert die Datengrundlage, auf deren Verlauf und Aufbereitung in Kapitel 4 ausführlicher eingegangen wird. Die theoretischen Grundlagen zur Methode der Singular Spectrum Analysis (SSA) werden in Kapitel 5 erläutert, deren Anwendung auf Abfluss- und Frachtdaten der Oder erfolgt zu Beginn des Ergebnisteils (6.1). In 6.2 erfolgt ein Vergleich der Nährstoffdynamiken der Oder und des Stettiner Haffs, in 6.3 wird genauer auf die Veränderungen des Jahresgangs eingegangen. In Kapitel 7 werden die Ergebnisse diskutiert und abschließend in Kapitel 8 zusammengefasst.

2 Hintergrund

2.1 Nährstoffe und Gewässer-Eutrophierung

2.1.1 Definition und Bedeutung von Nährstoffen

Nährstoffe sind, wie der Name bereits impliziert, Substanzen, die einen Organismus „ernähren“. Dabei handelt es sich um alle chemischen Verbindungen, die ein Organismus zur Existenz benötigt und nicht selber synthetisieren kann. Für Metabolismus und/oder Biomasseaufbau sowie zur Energiegewinnung ist er daher auf die Aufnahme dieser Verbindungen aus der Umgebung angewiesen. Der Bedarf an einzelnen Elementen und insbesondere die Form, in der diese aufgenommen werden können, variieren. Je höher die Ordnung eines Lebewesens desto komplexer (im Allgemeinen) der Aufbau der von ihm benötigten Verbindungen. Da die Produktion von Körpersubstanz aus anorganischen Bestandteilen (Primärproduktion (PP)) am Anfang jeder Nahrungskette steht, sind alle Lebewesen eines Ökosystems letztendlich auf die Verfügbarkeit von anorganischen Pflanzennährstoffen angewiesen. Diese „Grundbausteine des Lebens“ werden daher in der Ökologie als Nährstoffe bezeichnet.

Die wichtigsten Nährelemente Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H) und Sauerstoff (O) können aus Wasser (H_2O), Kohlendioxid (CO_2) und Hydrogencarbonat (HCO_3^-) gewonnen werden und sind im Wasser quasi unerschöpflich. Ebenfalls in eher großen Mengen ($>0.1\%$ der Trockenmasse) benötigt werden N, S, P, K, Ca, Mg, Na und Cl. Für einige Organismen, die so genannten Silikatbildner, wie Kieselalgen, Silicoflagellaten und Radiolarien, ist Silizium (Si) ebenfalls ein Makronährstoff. Für die anderen zählt es mit zu den Spurenelementen, welche zwar essentiell sind aber nur in sehr geringen Mengen ($\ll 0.1\%$ der Biomasse) benötigt werden: Fe, Mn, Cu, Zn, B, Mo, Va, Co (Si).

Ist eines der Nährelemente in nicht ausreichender Menge verfügbar, wird die Primärproduktion gehemmt. Als *limitierender Faktor* kommen vor allem Stickstoff und Phosphor in Frage, aber auch Silikat und einige der Spurenelemente (insbesondere Eisen) sind potentielle Mangellemente.

Stickstoff , welcher für die Synthese von Aminosäuren (Proteinen) und Nukleinsäuren (DNA) benötigt wird, ist im Wasser durch ständige Wechselwirkungen mit der Atmosphäre in relativ großen Konzentrationen gelöst (in den Ozeanen $\approx 10\text{ mg N/l}$). Vorwiegend liegt er jedoch in molekularer Form als N_2 vor, welches nur für wenige Organismen, wie einige Cyanobakterien (z. B. *Trichodesmium*) und Bakterien (z. B. *Azotobacter*

und *Clostridium*), verwertbar ist (N-Fixierer). Gelöster anorganischer Stickstoff (DIN - *dissolved inorganic nitrogen*), bestehend aus Nitrat (NO_3^-), Nitrit (NO_2^-) und Ammonium (NH_4^+), wird aquatischen Systemen über Niederschläge und Auswaschung der umliegenden Böden zugeführt und dient allen nicht N-fixierenden Primärproduzenten als Stickstoffquelle.

Auf allen Stufen der Nahrungskette wird Stickstoff in anorganischer (DIN) oder organischer Form (DON), hier meist als Harnstoff ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$), ausgeschieden. Insbesondere Zooplankton hat eine hohe direkte Mineralisierungsrate. DON und PON (partikulärer organischer Stickstoff) werden sowohl in der Wassersäule als auch im Sediment von Mikroorganismen zu DIN zersetzt. Je nach Redoxpotential werden die unterschiedlichen DIN-Formen ineinander umgewandelt. Im Aeroben findet Nitrifikation statt, bei der Ammonium von Bakterien als Protonendonator zur CO_2 -Reduktion genutzt und über Nitrit zu Nitrat oxidiert wird. Im umgekehrten Fall, bei der Nitratabmonifikation, wird Nitrat über Nitrit zu Ammonium reduziert. Unter anoxischen Verhältnissen (in Sedimenten) findet Denitrifikation statt, bei der Nitrat von Bakterien als Elektronenakzeptor zur Oxidation organischen Materials genutzt wird und Lachgas (N_2O) und molekularer Stickstoff (N_2) entstehen, welche aufgrund ihrer Gasform teilweise in die Atmosphäre diffundieren. Der größte Teil der Abbauprodukte organischer Substanz innerhalb der euphotischen (lichtdurchfluteten) Zone liegt als Ammonium vor. Dieses kann von vielen Autotrophen direkt aufgenommen werden und wird von einigen gegenüber Nitrat bevorzugt, da NO_3^- vom Organismus energetisch aufwendig reduziert werden muss.

Phosphor ist in Form von Phosphorsäureestern ebenfalls essentieller Bestandteil der DNA und einer der Hauptträger der organischen Energieversorgung (ADP/ATP). Es liegt in der Natur fast ausschließlich in Form von Phosphaten (PO_4^{3-}) vor. Durch Verwitterung phosphathaltiger Gesteine wie Apatit ($\text{Ca}(\text{PO}_4)_3\text{OH}$) gelangt es in gelöster anorganischer Form (DIP) vorwiegend als Orthophosphat-Ion (HPO_4^{2-} bzw. H_2PO_4^-) in aquatische Systeme. Dort wird es quasi sofort von Pflanzen oder Bakterien aufgenommen, absorbiert an Tonpartikel oder bildet unlösliche Ca-, Al- oder Fe-Salze. Die Konzentration an DIP in Gewässern ist somit stets gering, und Phosphat liegt vorwiegend in organischer Form in Organismen gebunden oder als partikuläres organisches Phosphat (POP), bestehend aus toten Organismen und deren Zersetzungsprodukten (Detritus) vor.

Die Regenerationsrate von Phosphat in der euphotischen Zone ist hoch. Zooplankton scheidet DIP als Exkremente aus. Phytoplankton gibt einen Großteil seiner Photosyntheseprodukte über Osmose als gelöstes organisches Phosphat (DOP) ans Wasser ab (Exudation). Dieses wird über bakterielle Hydrolyse zu DIP umgewandelt oder, beispielsweise bei Mangel, von Primärproduzenten wieder aufgenommen. Das beim Absterben von Primärproduzenten (P) und Konsumenten (K) entstehende POP wird ebenfalls mikrobiell zersetzt und zu DOP oder DIP umgewandelt, sowie von Konsumenten direkt wieder aufgenommen.

Gelangt POP bis zum Gewässerboden, wird es auch dort von Mikroorganismen in anorganisches Phosphat abgebaut (IP, da nicht gelöst), welches mit Fe^{3+} -Ionen unlösliche Verbindungen bildet und im Sediment festgesetzt wird. Oxidierte Sedimente fungieren somit als *Phosphorfalle*. In anoxischen Sedimenten bildet sich jedoch das lösliche Fe^{2+} -Salz, welches durch Bioturbation (Umlagerung der oberen Sedimentschichten durch

Bodenorganismen (auch Reworking)) zurück in die Wassersäule gelangt. Die oxidierte obere Sedimentschicht besitzt eine gewisse „Barriere“-Wirkung, fällt jedoch die Sauerstoffsättigung des darüber liegenden Wassers auf unter 0.1 mg/l, setzt eine P-Mobilierung ein (Frevert 1980). Da es wesentlich weniger O₂ bedarf, eine oxidierte Grenzschicht aufrecht zu erhalten als eine reduktive zu oxidieren, kommt es ab \ll 0.5 mg O₂/l zu einer explosionsartigen Freisetzung von PO₄³⁻ aus dem Sediment (Frevert 1979, 1980). So kann es insbesondere im Sommer zu einer erheblichen internen P-Belastung von Binnengewässern kommen. Im Allgemeinen ist jedoch die Adsorption/Desorption von Phosphat an Sedimentpartikel entscheidender für den Phosphor-Kreislauf als die Eisenphosphatbildung.

Im Allgemeinen sind *limnische Systeme* weitestgehend *P-limitiert*. In den Meeren sind die Phosphat-Konzentrationen zwar nicht höher, aber da N zur Biomasseproduktion in größeren Mengen benötigt wird als P, und dieses aus den terrestrischen Bereichen nur unzulänglich in die offene See gelangt, herrscht in den *Ozeanen N-Limitierung*. Nur in Schelfregionen und nahe Flussmündungen kann es zeitweise durch den Eintrag von Stickstoffverbindungen zu einer P-Limitierung der Primärproduktion kommen. Neben den Nährstoffen können sich jedoch auch abiotische Parameter wie Licht und Temperatur limitierend auf das Pflanzenwachstum auswirken.

2.1.2 Anthropogene Belastung der Gewässer

Die Oberflächengewässer werden durch diverse anthropogene Stoffeinträge aus Atmosphäre, Niederschlägen, diffusen Oberflächeneinträgen (surface runoff) und Boden (interflow) belastet. Neben den bereits erwähnten anorganischen Nährstoffen, die vorwiegend aus landwirtschaftlichen Düngemitteln stammen, gelangen organische und anorganische Verbindungen aus Kläranlagen, Pestizide aus der Schädlingsbekämpfung sowie Schwermetalle in Flüsse und Seen. Die Folgen sind Eutrophierung, direkte und indirekte Toxizität für Organismen. Der Eintrag von Schadstoffen lässt sich zwar nicht vollends verhindern jedoch einschränken, um den Wirtschafts- und Lebensraum der Gewässer zu erhalten und u. a. die Trinkwasserversorgung und Fischerei sicherzustellen.

Eutrophierung Die *Trophie* ist ein Maß für die Versorgung eines Ökosystems mit organischer Substanz; ökosystembezogen gibt sie die Intensität der Primärproduktion an (Elster 1958). Die Trophie wird in Stufen von oligotroph (kaum PP) über mesotroph und eutroph bis hypertroph (sehr hohe PP) angegeben. Als komplementärer Vorgang beschreibt die *Saprobie* die Intensität des Abbaus organischer Substanz und den damit verbundenen Verlust an potentieller Energie (Caspers und Karbe 1966).

Unter Eutrophierung versteht man die Steigerung der pflanzlichen Primärproduktion durch eine Zunahme der Nährstoffkonzentration oder eine erhöhte Nutzbarkeit der Nährstoffe. Eine natürliche Eutrophierung stellt zum Beispiel die Verlandung eines Sees dar, bei der mehr organische Substanz gebildet als abgebaut wird. Im engeren Sinne wird unter Eutrophierung heute jedoch eine anthropogene Erhöhung des Nährstoffgehaltes eines Gewässers verstanden.

Für Seen und Flüsse ist die Zufuhr von Phosphat der primäre Auslöser für Eutrophierung. Es gelangt über häusliche und industrielle Abwässer, durch die Erosion gedüng-

ter Ackerflächen, über Silo- und Viehwirtschaft, sowie Niederschläge in die Gewässer. Während 1975 noch über 40 % der Phosphateinträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland aus Wasch- und Reinigungsmitteln stammten, waren es 1987 aufgrund des Verbots phosphathaltiger Waschmittel nur noch knapp 17 %. Der Anteil der sonstigen Abwässer sowie der Landwirtschaft stiegen demgegenüber an (von 41 % auf 55 % bzw. von 16 % auf 26 %), wohingegen die natürlichen Quellen noch immer nur einen verschwindend geringen Anteil ausmachten (von 1.4 % auf 2.2 %) (Hamm 1989).

Die erhöhten Phosphatkonzentrationen führen unter Ausnutzung der im Überschuss vorhandenen Nährstoffe, wie N und Si, zu einer vermehrten Produktion pflanzlicher Biomasse, sowie im Anschluss zu einer erhöhten Biomasse an Konsumenten und Destruenten. Entsprechend hoch sind die Sedimentationsraten organischer Substanz und die Sauerstoffzehrung am Gewässergrund durch deren mikrobiellen Abbau. Wird zuviel Sauerstoff verbraucht, kommt es zu einer P-Freisetzung aus dem Sediment; und die Eutrophierung wirkt selbstverstärkend.

Im Allgemeinen sind Seen eutrophierungsgefährdeter als Fließgewässer, da sie abgeschlossene Systeme darstellen, während Flüsse die Nährstoffe entsprechend der kurzen Aufenthaltszeit des Wassers schnell abführen. Die Nährstofffrachten in Flüssen nehmen mit dem Abstand zur Quelle zu (größeres Einzugsgebiet), sodass die Eutrophierungsgefahr im Unterlauf um einiges größer ist als im Oberlauf. Des Weiteren treten Eutrophierungserscheinungen oftmals erst weit unterhalb der Nährstoffeinleitung auf, da die *Eutrophierungsneigung* eines Flusses stark vom Abflusscharakter und den Lichtverhältnissen abhängig ist. So kann eine ausreichende Beschattung ein Algenwachstum, und somit die Eutrophierung, verhindern. Besonders gefährdet sind Stauseen und Flusstaue, die sowohl langsam fließendes Wasser als auch ausreichende Lichtverhältnisse für ein Algenwachstum bieten.

Über die Fließgewässer gelangen die Nährstoffe in die Meere, welche als globale Erosionsbasis fungieren und somit in ihren Küstenregionen ebenfalls von Eutrophierung betroffen sind. Insbesondere in den flachen Randmeeren Nord- und Ostsee ist Eutrophierung durch Stickstoffeinträge ein großes Problem, und es kommt in regelmäßigen Abständen zur Bildung von (mitunter toxischen) Algenteppichen.

2.2 Politische Rahmenbedingungen

Die Vermeidung der Eutrophierung der Oberflächengewässer ist eine wichtige Aufgabe der Ökologie, Wasserwirtschaft, Landwirtschaft und Politik. In den 1980er Jahren trat die Problematik der Belastung der Oberflächengewässer vermehrt in das Bewusstsein der Bevölkerung und somit auch der Politik. Der schlechte ökologische Zustand der Nord- und Ostsee veranlasste die Anrainerstaaten, im Rahmen der *Internationalen Nordseeschutz-Konferenzen* (INK) und der *Helsinki Kommission* (HELCOM) zum Schutz der Ostsee das freiwillige Ziel aufzustellen, die N- und P-Emissionen in die Meere von 1985 bis 1995 um 50 % zu reduzieren. Dieses so genannte *50 %-Ziel* ist allerdings bis heute nicht erreicht.

Der erzielte Rückgang der Phosphor-Emissionen ist vorwiegend auf das in vielen Ländern erfolgte Verbot phosphathaltiger Waschmittel (z. B. Wasch- und Reinigungsmittelgesetz der Bundesrepublik Deutschland vom 1.1.1987), sowie die Verbesserung der Abwasseraufbereitung zurückzuführen (Richtlinie 91/271/EWG des Europäischen Rates über die Behandlung von kommunalem Abwasser). In Bezug auf Stickstoff existiert seit

1991 die so genannte *Nitratverordnung*, Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Nitrat-Verunreinigungen aus landwirtschaftlichen Quellen. Darin werden die Landwirte aufgefordert, die Regeln der „guten fachlichen Praxis“ in Bezug auf Düngung, Fruchtfolge und Bodenbearbeitung zu befolgen; sie bildet u. a. die Grundlage für die deutsche Düngemittelverordnung.

2.2.1 Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Am 23. Oktober 2000 wurde die Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik erlassen. Durch Inkrafttreten dieser *Europäischen Wasserrahmenrichtlinie* (WRRL) im Dezember 2000 wurde die Gewässerbewirtschaftung in Europa erstmals auf eine europaweit einheitliche, verbindliche, ökologisch und sozial verträgliche Grundlage gestellt.

Ziel der WRRL ist das Erreichen eines „guten ökologischen und chemischen Zustands“ der Oberflächengewässer des Binnenlandes, der Übergangs- und Küstengewässer, sowie des Grundwassers (auch mengenmäßig) bis zum Jahr 2015. Ein nachhaltiger Schutz und eine nachhaltige Wassernutzung sollen gewährleistet werden. Eine *Nachhaltige Entwicklung* wurde von der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (WCED) definiert als „eine Entwicklung, die den Bedürfnissen der heutigen Generation entspricht, ohne die Möglichkeiten künftiger Generationen zu gefährden, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen“ (Hauff 1987). Damit greift die WRRL das Hauptziel der auf der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung (UNCED) 1992 in Rio de Janeiro verabschiedeten *Agenda 21* einer weltweiten nachhaltigen Entwicklung auf, welche „das Prinzip an[erkennt], dass wirtschaftliches Wohlergehen, soziale Gerechtigkeit und ökologische Ziele nicht voneinander getrennt werden können, sondern auf lange Sicht dem Wesen nach voneinander abhängig sind“ (Europäische Kommission, 1999).

Eine entscheidende Neuerung in Bezug auf die WRRL stellt die räumliche Ausrichtung an Flussgebietseinheiten dar. So wird jeder Wasserkörper anhand seines Einzugsgebietes einer Flussgebietseinheit zugeordnet. Für nationale Flussgebiete wird eine Arbeitsgemeinschaft der Anrainer-Bundesländer, für transnationale eine Kommission der Anrainer-Staaten gebildet, welche für die Koordinierung der Gewässerbewirtschaftung und Schutzmaßnahmen innerhalb der Flussgebietseinheit verantwortlich sind. So wird erstmals eine ganzheitliche Betrachtung ohne Beachtung von Verwaltungs- und Staatsgrenzen möglich; eine überstaatliche Zusammenarbeit wird gefördert.

Mit der Novellierung des *Wasserhaushaltsgesetzes* (WHG) am 25. Juni 2002 und der Verabschiedung des letzten Landeswassergesetzes (LWG) am 10. Februar 2006 (EU-Vorgabe war Dezember 2003) wurde die WRRL in deutsches Recht umgesetzt. Die geforderte Bestandsaufnahme über den Zustand der deutschen Gewässer wurde am 22. März 2005 nach Brüssel gemeldet. Danach werden ca. 60 % der bewerteten Oberflächengewässer sowie über 50 % des Grundwasserkörpers das Ziel des „guten Zustands“ ohne weitere Maßnahmen wahrscheinlich nicht erreichen. Betrachtet man die Übergangs- und Küstengewässer separat, so liegt der Prozentsatz sogar bei über 90 % (Borchardt et al. 2005). Bei Fließgewässern stellt die veränderte Gewässermorphologie und fehlende Durchgängigkeit die Hauptursache für ein Nicht-Erreichen der Ziele dar, gefolgt von der Nährstoffbelastung. Für Seen, Grundwasser, Übergangs- und Küstengewässer hat letztere Priorität

(Borchardt et al. 2005). Momentan werden von den Arbeitsgemeinschaften bzw. Kommissionen Monitoring-Konzepte zur Qualitätsüberwachung entworfen. Bis zum Jahr 2009 müssen Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme erstellt werden, wie der „gute ökologische und chemische Zustand“ bis zum Jahre 2015 erreicht werden kann.

2.2.2 Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM)

Integriertes Küstenzonenmanagement ist gemäß der Definition der Europäischen Kommission (1999) ein dynamischer, kontinuierlicher und iterativer Prozess, durch den eine nachhaltige Entwicklung der Küstenzonen erreicht werden soll. Demnach ist das Ziel, „langfristig ein Gleichgewicht herzustellen zwischen den Vorteilen der wirtschaftlichen Entwicklung und der Nutzung der Küstengebiete durch die Menschen, den Vorteilen des Schutzes, des Erhalts und der Wiederherstellung der Küstengebiete, den Vorteilen der Minimierung der Verluste an menschlichem Leben und Eigentum sowie den Vorteilen des Zugangs der Öffentlichkeit zu und der Freude an den Küstenzonen, und zwar stets innerhalb der durch die natürliche Dynamik und die Belastbarkeit gesetzten Grenzen“. IKZM stellt somit gewissermaßen eine *Agenda 21*-Umsetzungsstrategie für den Küstenraum dar.

IKZM ist dabei als Prozess zu verstehen, der Informationssammlung, Entscheidungsfindung, Planung und Management, sowie Überwachung der Umsetzung und des Erfolges von Maßnahmen beinhaltet. Es geht somit weit über ein reines Management hinaus. Integration (Vernetzung und Einbindung) wird dabei sowohl in der räumlichen, zeitlichen, horizontalen (Beteiligung aller Interessensgruppen) als auch vertikalen (Beteiligung aller hierarchischen Ebenen) Dimension angestrebt. Eine Partizipation aller interessierten und betroffenen Parteien wird ausdrücklich gewünscht.

Auf europäischer Ebene stellt die im Mai 2002 ausgesprochene Empfehlung 2002/413/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Umsetzung einer Strategie für ein integriertes Management der Küstengebiete in Europa den IKZM-Leitfaden dar. Darin wird eine nationale Bestandsaufnahme, die Entwicklung nationaler Strategien und eine Berichterstattung an die EU bis 2006 gefordert.

2.3 Das Untersuchungsgebiet

2.3.1 Die Oder

Die Oder ist mit einem *mittleren Jahresabflussvolumen von ca. 17 Mrd. m³* der sechst größte Zufluss der Ostsee und einer der wichtigsten Flüsse in ihrem südlichen Einzugsgebiet. Das *Einzugsgebiet (EZG) der Oder ist 118 000 km²* groß und befindet sich zu 89% auf dem Gebiet der Republik Polen, zu 5.4% innerhalb der tschechischen und zu 4.7% innerhalb der deutschen Grenzen. Sie entspringt auf 634 m über NN an der nördlichen Abdachung des Odergebirges in den Ostsudeten der Tschechischen Republik. In Richtung West-Nord-West fließt sie entlang der Sudeten, dann durchs polnische Tiefland und mündet nach einer *Länge von 854 km* ins Stettiner Haff, von wo aus sie über Peenestrom, Swine und Dievenow in die Ostsee entwässert (Abbildung 1).

An der Grenze zu Deutschland mündet die Lausitzer Neiße in die Oder, sie wird auf 162 km zum Grenzfluss zwischen Deutschland und Polen. Der längste Nebenfluss ist die Warthe mit über 800 km Länge, welche an Stromkilometer 617.6 in die Oder mündet und

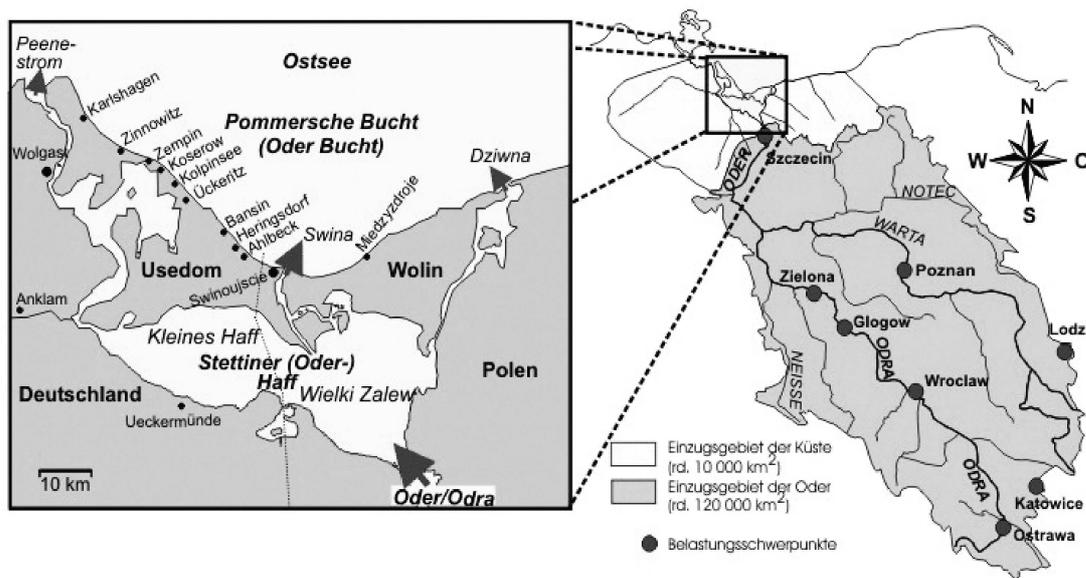


Abbildung 1: Karte des Untersuchungsgebietes: Die Oder und ihr Einzugsgebiet (rechts) mit Fokus auf die Odermündungsregion (links). Quelle: IKZM-Oder.

mit einem EZG von 54 000 km² fast die Hälfte des Oder-EZGs ausmacht. Über 80 % des Oder-EZGs liegen im Tiefland, sodass sie sich in ihrem Verlauf durch sehr geringes Gefälle und geringe Fließgeschwindigkeiten auszeichnet. Nur auf den ersten 50 km besitzt die Oder einen gebirgigen Charakter. Aufgrund der geomorphologischen Gegebenheiten wird die Oder unterteilt in Obere Oder, von der Quelle bis zur Einmündung der Glatzer Neiße, Mittlere Oder, bis zur Einmündung der Warthe, und Untere Oder, bis zur Mündung ins Stettiner Hafl.

Die Oder stellt nicht nur eine politische sondern auch eine meteorologische Trennlinie zwischen dem atlantisch-maritimen Klima Westeuropas und dem Kontinentalklima Osteuropas dar. Da die Oder am äußersten westlichen Rand ihres Einzugsgebietes verläuft, ist sie vorwiegend kontinental beeinflusst und führt regelmäßig ein Winter- und ein Sommerhochwasser. Da die Winter häufig sehr kalt werden, kommt es vermehrt zu Eisbildung auf der Oder, was in Kombination mit dem Rückstau aus der Ostsee eine große Gefahr von Eishochwässern birgt. Die Auswirkungen der Schneeschmelze sind demgegenüber als eher gering einzuschätzen. Im Sommer bergen extreme Niederschläge in den Gebirgsregionen von Juni bis August die größte Gefahr.

Entlang der Oder finden sich auf engstem Raum *verschiedenste Naturräume*. Naturnahe Wälder, Nieder- und Hochmoore, Heidelandschaften, Feuchtwiesen und Röhrichte bieten eine Vielfalt an Lebensräumen, welche die unterschiedlichsten Arten von Pflanzen und Tieren beherbergen. Insbesondere die heute sehr selten gewordenen Stromtalbiotope entlang der Unteren Oder mit ihren diversen Altarmen und Auen bilden einen der artenreichsten Lebensräume Deutschlands (Nationalpark Unteres Odertal). Des Weiteren hat die Oder eine wichtige Funktion als Biokorridor, der den Austausch von Pflanzen und Tieren zwischen unterschiedlichen Lebensräumen ermöglicht, und stellt eine bedeutende Vogelzug- und (wenn auch räumlich durch Wehre und Stauanlagen stark eingeschränkte) Fischwanderstrasse dar. Trotz der Verkürzung des Flusslaufs um mehr als 20 % besitzt

die Oder im Vergleich zu anderen europäischen Flüssen verhältnismäßig wenig veränderte ökologische Bedingungen.

Die Oder steht seit Jahrhunderten unter starkem menschlichen Einfluss. In ihrem Einzugsgebiet leben *über 16 Mio. Menschen*, was einer durchschnittlichen Bevölkerungsdichte von 134 EW/km² entspricht. Der größte Teil des EZGs ist landwirtschaftlich genutzt, aber es existieren auch einige große (Industrie-) Städte, wie beispielweise Opole und Ostrava in der Tschechischen Republik, Breslau und Stettin in Polen und Frankfurt/Oder in Deutschland. Zur öffentlichen Wasserversorgung werden im Odergebiet jährlich ca. 1 Mrd. m³ Wasser entnommen und später wieder eingeleitet, davon werden gut 600 Mio. m³ als Trinkwasser genutzt. Die vorhandene Wassermenge im Oder-EZG ist für den menschlichen Gebrauch stets ausreichend, Probleme bereitet allerdings die Wasserqualität. Einen großen Anteil daran haben die kommunalen Abwässer, welche oftmals nicht oder nur unzureichend aufbereitet werden. In der gesamten Region sind 61 % der Bevölkerung an die öffentliche Kanalisation angeschlossen. Von besonderem Interesse sind die Hauptverschmutzungsquellen der Industrieregionen Ostrava, Katowice und Breslau, in denen 59 % des Abwassers aus Chemiewerken, Werften und Hafenanlagen keine Reinigung erhält. Auch im Raum Stettin werden große Mengen kaum behandelter Abwässer an den Fluss abgegeben.

In Bezug auf die Belastung mit anorganischen Nährstoffen ist der diffuse Eintrag von Düngemitteln aus der Landwirtschaft über das Grundwasser die Hauptbelastungsquelle. Im Bereich der Oberen Oder und der Grenzoder liegt der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche bei etwa 70 %, im Bereich der Unteren Oder deutlich darunter (58 %). Je nach Bodenbeschaffenheit werden Acker- oder Grünlandwirtschaft betrieben.

Die fischereiliche Nutzung der Oder besitzt einen hohen Stellenwert. Bis zum Beginn des Bergbaus und der Industrialisierung waren gute fischereiliche Verhältnisse im gesamten Gebiet zu finden. Mit der zunehmenden Wasserverschmutzung der Oder und der errichteten Staustufenkette am Oberlauf sind die Fischbestände jedoch erheblich eingebrochen. Obgleich die Belastung seit den 80er Jahren stark zurück gegangen ist, ist der kommerzielle Fischfang noch immer auf die Untere Oder unterhalb von Schwedt beschränkt, da bis heute keine einzige mit einem funktionstüchtigen Fischpass ausgestattete Staustufe existiert.

Die Internationale Kommission zum Schutz der Oder gegen Verunreinigungen (IKSO) wurde 1999 gegründet. Neben dem Schutz der aquatischen und damit verbundenen terrestrischen Ökosysteme im Sinne der Nachhaltigkeit, sind Hochwasserschutz und die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zentrale Aufgaben der IKSO. Die Gefährdungsabschätzung für die Oder hat ergeben, dass bei über 47 % der insgesamt 2527 Wasserkörper eine Zielerreichung als unwahrscheinlich angesehen wird, bei weiteren 28 % ist sie unklar. Als besonders gefährdet werden dabei die Teilgebiete Untere Oder (61 % unwahrscheinlich) und Stettiner Haff (69 % unwahrscheinlich) dargestellt. Im März 2007 hat die IKSO ihren „Bericht 2007 für die Internationale Flussgebietseinheit Oder“ über die geplanten Monitoring-Aktivitäten an die Europäische Kommission übersendet.

2.3.2 Die Odermündungsregion

Die Odermündungsregion umfasst das Stettiner Haff (auch Oderhaff genannt), die Inseln Usedom und Wolin, einen schmalen landseitigen Bereich (30 bis 60 km von Küstenlinie), sowie die vorgelagerte Pommersche Bucht (Oderbucht) bis zur 12-Seemeilen-Grenze. Die Staatsgrenze zwischen der Bundesrepublik Deutschland und der Republik Polen verläuft mittig durch das Stettiner Haff und über den östlichen Zipfel der Insel Usedom (Abbildung 1).

Das Stettiner Haff ist mit 687 km² das größte zur Ostsee gehörende Haff. Seine Ost-West-Ausdehnung beträgt 52 km, die nord-südliche 22 km. Es besitzt eine mittlere Tiefe von 3.8 m. Unterteilt wird das Stettiner Haff in das auf deutscher Seite gelegene Kleine Haff (277 km²) und das auf polnischer Seite befindliche Große Haff, auch Wielki Zalew genannt, (410 km²). Das Einzugsgebiet des Stettiner Haffs ist knapp 130 000 km² groß, von denen 91.5 % im Oderästuar liegen. Die Oder mündet an der süd-östlichen Spitze ins Große Haff. Für das westlich gelegene Kleine Haff stellt die Peene ebenfalls einen wichtigen Süßwasserzufluss dar.

Die Pommersche Bucht ist ca. 6 000 km² groß, hat eine mittlere Tiefe von 13.2 m und ein Volumen von 73.6 km³. Durch die vorgelagerten Inseln Usedom und Wolin ist das Oderhaff weitgehend von der Oderbucht abgeriegelt. Der Wasseraustausch findet über die drei schmalen Meeresarme Peenestrom, Swine und Dievenow statt, wobei die Swine mit einem Anteil von ca. 69 % die Hauptverbindung darstellt. Je nach Wasserständen, Windrichtung und -stärke variiert der Wasseraustausch zwischen Haff und Bucht sowohl in Intensität als auch in Richtung, wobei Ausstromlagen im Winter und Frühjahr am häufigsten sind.

Dementsprechend variiert auch der Salzgehalt des Stettiner Haffs. Während die Pommersche Bucht mit einem Salzgehalt von 6 % mesohalin ist, ist das Haff mit um die 2 % als oligohalin zu betrachten. Neben dem stets vorhandenen räumlichen Gradienten sind starke saisonale Schwankungen vorhanden. Im langjährigen Mittel beträgt der Salzgehalt des Stettiner Haffs 2.4 % im Winter und 0.8 % im Sommer. Die Organismen des Haffs setzen sich aus Ostseeformen und limnischen Einwanderern aus der Oder und anderen Süßwasserzuflüssen zusammen. Dauerhaft etablieren können sich jedoch nur Arten, die die gesamte Spanne der Salinität von nahe 0 % bis zu 6 % tolerieren. Wie für Brackwasser üblich beherbergt das Oderhaff deutlich weniger Arten als die angrenzende Oder.

Ebenso wie der Salzgehalt unterliegen auch die Nährstoffe des Stettiner Haffs saisonalen und räumlichen Schwankungen. Die Nährstoff-Konzentrationen nehmen von Norden nach Süden mit zunehmender Nähe zur Odermündung zu.

Eine Bindung und Speicherung der Nährstoffe im Haff erfolgt vorwiegend über das Phytoplankton. Deren Produktionsüberschuss wird im Sediment akkumuliert oder in die Ostsee ausgetragen. Die langfristige Akkumulationsrate für eingetragene Nährstoffe liegt laut GOAP-Abschlussbericht bei 2 bis 5 %.

Die Odermündungsregion zeichnet sich durch ein hohes naturräumliches Potenzial aus. Es existieren vielfältige Lebensräume wie Nieder- und Hochmoore, Heidellandschaften, Binnendünen, waldfreie Talhänge, Feuchtwiesen, Salzgraslandschaften, eutrophe wasservogelreiche Flachwasserseen und großflächige Waldgebiete. Allerdings leidet die Region

unter erheblichen wirtschaftlichen Problemen mit starken Gradienten zwischen Ost und West sowie Küste und Hinterland. Im Odermündungsraum leben insgesamt rund 840 000 Einwohner (knapp die Hälfte alleine in der Stadt Stettin); mit einer Bevölkerungsdichte von 59 EW/km² ist die Region sehr dünn besiedelt und weist eine hohe Arbeitslosenquote auf (27%). Die rasante touristische Entwicklung bildet den Haupthoffnungsträger der Region. Tourismus und Umweltqualität müssen somit in Einklang gebracht und darüber hinaus mit einer Vielzahl anderer Nutzungen im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung abgestimmt werden. Da die Küstengewässer der Oder massiv und vielfältig durch diese belastet werden und die starke Eutrophierung sowohl für den Naturschutz als auch die touristische Entwicklung ein Problem darstellt, bedarf es sowohl eines Integrierten Küstenzonenmanagements als auch eines Flussgebietsmanagements. Aus dem Dialog sollte ein gekoppeltes *Küste-Einzugsgebiet-Management* entstehen.

In Bezug auf eine nachhaltige Entwicklung wurde im Juni 1998 von den Außenministern der Anrainerstaaten der Ostsee bereits der Umweltkooperationsplan Baltic Agenda 21 bzw. *Baltic 21* ins Leben gerufen. Auf regionaler Ebene existiert seit 2002 die *Regionale Agenda 21 Stettiner Haff - Region zweier Nationen*, welche eine Kooperationsvereinbarung des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern und der Wojewodschaft Westpommern zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung der Region ist. Die Odermündungsregion ist des Weiteren eine von weltweit vierzehn Fallstudien zum *Integrated Coastal Area and River Basin Management* (ICARM) des *United Nations Environmental Program* (UNEP) und ebenfalls integriert in das internationale Programm *Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone* (LOICZ).

Das Projekt IKZM-Oder *Forschung für ein Integriertes Küstenzonenmanagement in der Odermündungsregion* stellt eines der zwei deutschen Referenzprojekte zu IKZM dar. Es wird vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) seit Mai 2004 gefördert; die ursprüngliche Projektlaufzeit von drei Jahren wurde um weitere zehn Monate verlängert. Die Aktivitäten im Rahmen der *Agenda 21 Stettiner Haff* bilden die inhaltliche und räumliche Grundlage des Projektes.

3 Datengrundlage

Im folgenden Kapitel wird wiedergegeben, welche Daten zur Bearbeitung vorlagen. Dabei wird zunächst auf die Daten der Oder und im Anschluss auf die des Stettiner Haffs bzw. der Oderbucht eingegangen.

Für die Berechnung der Oder-Nährstofffrachten waren möglichst lange Zeitreihen der Nährstoffkonzentrationen und des Abflusses vonnöten. Als mündungsnaheste Standorte wurden der deutsche Ort Schwedt (Messstellen „Straßenbrücke Schwedt-Krajnik“) und der polnische Ort Krajnik Dolny ausgewählt, welche knapp 75 km oberhalb der Mündung der Oder ins Stettiner Haff auf gegenüberliegenden Uferseiten gelegen sind.

Die Nährstoffkonzentrationen der Oder wurden auf deutscher Seite vom Landesumweltamt (LUA) Brandenburg erhoben und zur Verfügung gestellt; die polnischen Daten wurden vom Woiwodschaftsinspektorat für Umweltschutz (Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska - WIOS) Stettin erhoben und über das Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) Berlin an mich weitergegeben.

Für Schwedt liegen für Stickstoff Messwerte in Form von Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$), Nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$) und Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$), sowie gelösten anorganischen Stickstoff (DIN), Phosphor in Form von Phosphaten ($\text{PO}_4\text{-P}$) und Gesamt-Phosphor (TP) von Januar 1980 bis Oktober 2005 vor; ab Januar 1993 zusätzlich auch für Gesamt-Stickstoff (TN). Die Monitoringfrequenz schwankt zwischen ca. wöchentlich (1980-1992), 2-wöchentlich (1994-2005) und ein mal pro Monat (im Jahr 1993).

Auf polnischer Seite sind Messwerte der gelösten N- und P-Verbindungen ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, DIN, $\text{PO}_4\text{-P}$) von Januar 1980 bis Dezember 2002, der Gesamt-Nährstoffe (TN, TP) von November 1988 bis Dezember 2002 vorhanden. Die Monitoringfrequenz schwankt ebenfalls sehr stark von ein (1980-1985) und zweimal im Monat (1986-1988 u. 1998-2002) über ca. wöchentlich (1992-1997) bis zu unregelmäßigen Zeitabständen von 7 bis 8 mal pro Monat (1989-1991). Zusätzlich liegen mir Monatsmittelwerte der Nährstofffrachten der gelösten N- und P-Verbindungen ab Januar 1975 vor.

Der Abfluss wird an der Station Krajnik Dolny vom polnischen Institut für Meteorologie und Wasserwirtschaft (Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - IMGW) aus dem örtlichen Pegel berechnet und liegt mir vom 1.1.1998 bis zum 31.12.2002 als täglicher Wert, sowie in dem Zeitraum davor für alle Tage der Konzentrationsbestimmung, vor. In Deutschland ist der mündungsnahste Pegel, an dem der Abfluss vom Wasser- und Schifffahrtsamt (WSA) Eberswalde bestimmt wird, Hohensaaten-Finow. Hier liegen tägliche Werte von November 1959 bis Oktober 2005 vor.

Die Nährstoffkonzentrationen des Stettiner Haffs und der Oderbucht stammen vom Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) Mecklenburg-Vorpommern und dem Woiwodschaftsinspektorat für Umweltschutz (WIOS) Stettin. Da bezüglich der Nährstoffverteilung und -dynamik innerhalb der Haffs bereits diverse Arbeiten existieren (siehe beispielweise Bangel et al. (2004) oder GOAP-Abschlussbericht), beschränkt sich die vorliegende auf die vier Stationen Kleines Haff Mitte (KHM), Großes Haff Mitte (C), Oderbucht (OB4) und die an der Odermündung gelegene Station E (siehe

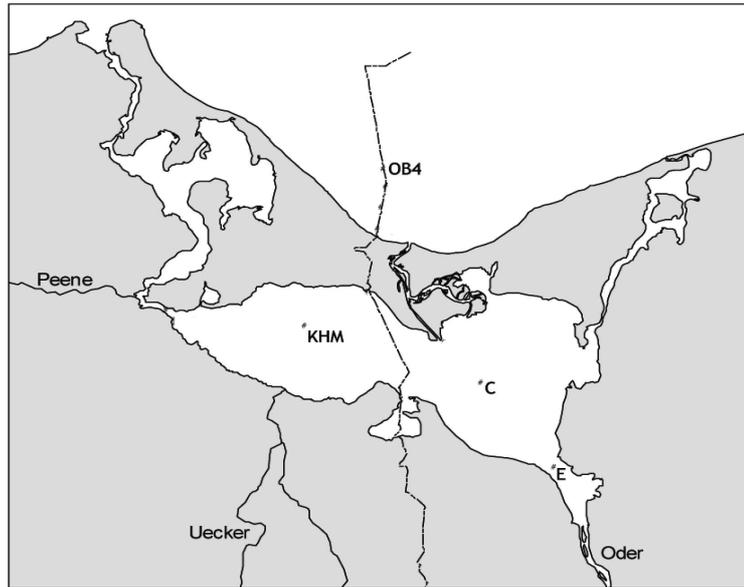


Abbildung 2: Karte der untersuchten Messstationen des Stettiner Haffs und der Oderbucht. Quelle: Bangel (2004) verändert.

Abbildung 2). Für KHM und OB4 liegen Daten der gelösten Nährstoffkonzentrationen von 1975 bis 2004, sowie der Gesamt-Nährstoffkonzentrationen ab Oktober 1979 vor; für C und E erstere von 1980 bis 1999 und letztere ab 1983. Im Allgemeinen wurde ca. einmal monatlich beprobt, wobei einzelne Messungen aufgrund der Wetterverhältnisse, insbesondere Eisgang, ausgefallen sein können. Auf polnischer Seite (C u. E) wurden stets nur von April bis November Messungen durchgeführt und kein gelöster anorganischer Stickstoff (DIN) bestimmt.

4 Beschreibung und Aufbereitung der Daten

Eine entscheidende Vorarbeit für die statistische Analyse von Beobachtungsdaten ist deren Aufbereitung. Dabei sind meist mehrere Arbeitsschritte wie Eliminierung von Fehlern, Interpolation und Filterung nötig, wodurch der Arbeitsaufwand (in Relation zum direkt sichtbaren Ergebnis) sehr hoch ist. Die Ergebnisse einer Analyse sind wiederum nur verlässlich interpretierbar, wenn alle Aufarbeitungsschritte bekannt sind. In diesem Kapitel werden daher sowohl die vorliegenden Messdaten als auch deren Aufbereitung ausführlich beschrieben, beginnend mit den Messdaten der Oder für Nährstoffe und Abfluss (Abschnitt 4.1) hin zu den Nährstoffdaten des Stettiner Haffs (4.2).

4.1 Oder

Die im Fokus dieser Arbeit stehende Nährstofffracht wird bestimmt durch die Konzentration des entsprechenden Nährstoffs im Flusswasser und die Wassermenge, die der Fluss zu diesem Zeitpunkt führt. Aufgrund dessen wird hier kurz auf den zeitlichen Verlauf der Stickstoff- und Phosphor-Konzentrationen (Abschnitt 4.1.1) und des Abflusses (Abschnitt 4.1.2) eingegangen. Dabei werden die Messdaten der beiden Stationen, Schwedt auf deutscher und Krajnik Dolny auf polnischer Seite, verglichen und eine Datenauswahl für

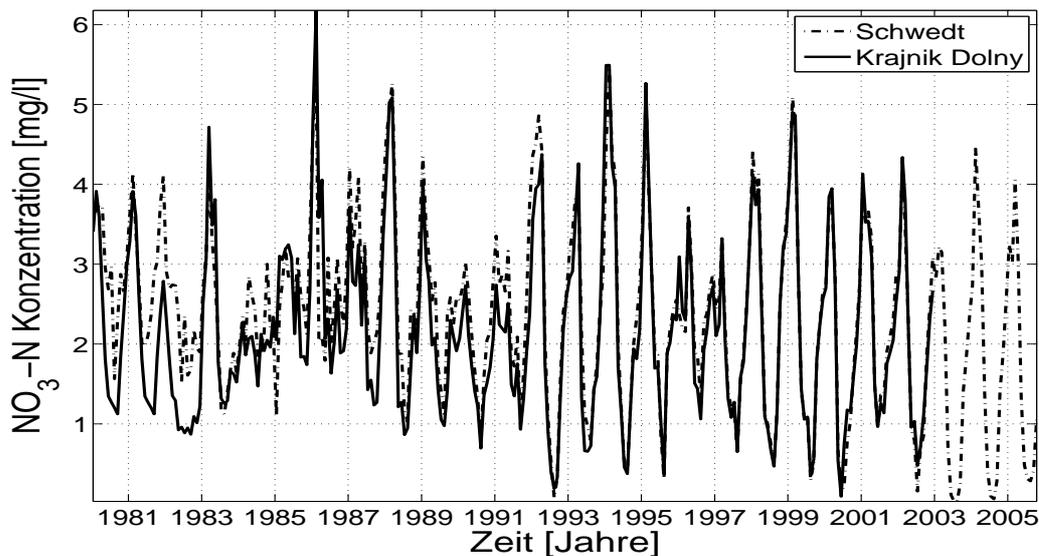


Abbildung 3: Monatsmittelwerte der *Nitrat-N* Konzentration an den Stationen Schwedt und Krajník Dolný von 1980 bis 2002 bzw. 2005. Daten: Landesumweltamt (LUA) Brandenburg und Woiwodschaftsinspektorat für Umweltschutz (WIOS) Stettin.

die weiteren Analysen getroffen. Die Berechnung der Nährstofffrachten wird in Abschnitt 4.1.3 erläutert.

In den folgenden Abbildungen markieren die Jahreszahlen an der X-Achse jeweils den 1. Januar des Jahres.

4.1.1 Konzentrationen der Nährstoffe

In den Abbildungen 3 bis 8 ist der zeitliche Verlauf der Monatsmittelwerte der gemessenen Nährstoff-Konzentrationen der Stationen Schwedt und Krajník Dolný gegenübergestellt. Untersucht wurden Nitrat-N, Nitrit-N, Ammonium-N, gelöster anorganischer Stickstoff, Gesamt-Stickstoff, gelöster Phosphor in Form von Phosphaten und Gesamt-Phosphor. Für Krajník Dolný (im Folgenden KD) lagen im Allgemeinen Werte von Januar 1980 bis Dezember 2002, für Schwedt bis Oktober 2005 vor.

Bei allen Stickstoff-Parametern (Abb. 3, 4, 5, 6) ist deutlich der durch das Phytoplanktonwachstum bedingte Jahresgang mit hohen Winter- und niedrigen Sommerwerten auszumachen.

Die Amplitude des Jahresgangs der monatsgemittelten Konzentration des Nitrat-Stickstoffs (Abb. 3) ist in den 1980er Jahren geringer als in den 90ern. Dabei haben sich weniger die Winterkonzentrationen verändert; bei den Sommerkonzentrationen, welche in der ersten Hälfte des Untersuchungszeitraums nie Werte unterhalb von 0.8 mg/l erreichten, liegen die Minimalwerte seit 1992 in zehn von vierzehn Jahren unterhalb von 0.5 mg/l. In den Sommern 1992, 2000 und 2003 wurden Werte nahe Null erreicht. Der Maximalwert der Nitrat-Konzentration von 6.6 mg/l wurde im Winter 1985/86 gemessen.

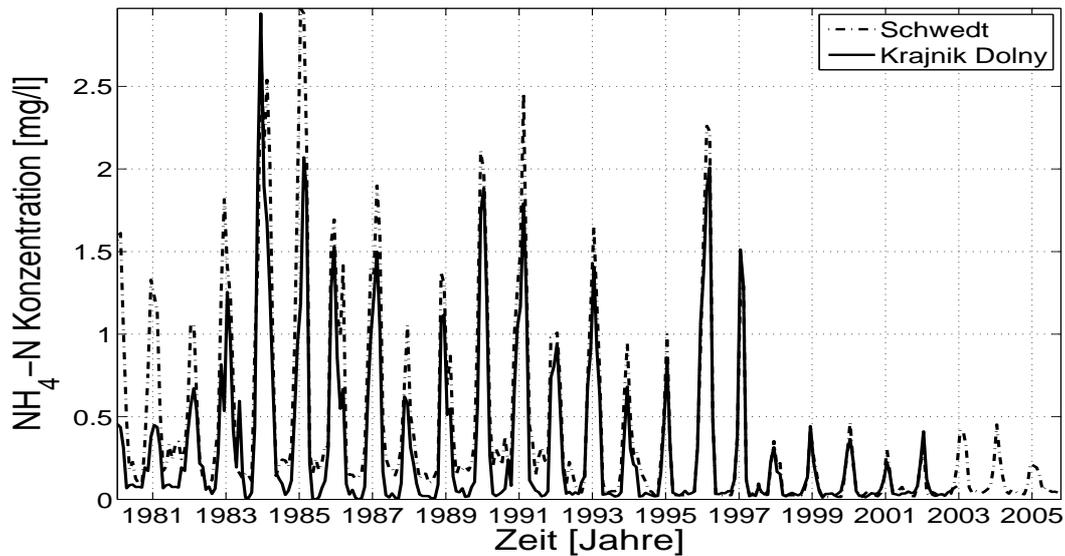


Abbildung 4: Monatsmittelwerte der *Ammonium-N* Konzentration an den Stationen Schwedt und Krajnik Dolny von 1980 bis 2002 bzw. 2005. Daten: Landesumweltamt (LUA) Brandenburg und Woiwodschaftsinspektorat für Umweltschutz (WIOS) Stettin.

In den Jahren 1983/84, 1989/90, 1990/91, sowie in geringerem Maße 1984/85, 1986/87, 1995/96 und 1996/97 fehlen die typischen Winterpeaks. Im Stationsvergleich liegt die Konzentration bei Schwedt vor 1993 stets über der bei KD, danach gleichen sich die Werte der Stationen an.

Bei Nitrit-Stickstoff liegen die Konzentrationen größtenteils am Detektionslimit, was eine Auswertung der Zeitreihe erschwert. Erhöhte Konzentrationen von über 0.05 mg/l finden sich an der Station Schwedt im Juli 1987, Juli 1997 und August/September 1985, von denen nur letzteres bei KD ebenfalls sichtbar ist.

Die Konzentration des Ammonium-Stickstoffs liegt in den Sommermonaten ebenfalls oftmals am Detektionslimit (Abb. 4). Auffällig ist, dass die Sommerkonzentration an der Station Schwedt von 1992 auf 1993 schlagartig absinkt. Während die Konzentrationen an der Station Schwedt bis dahin stets weit über denen der Station KD liegen (sowohl im Sommer als auch Winter), ist der Unterschied danach geringer. Von 1982 bis 1997 liegt der Peak der Winterkonzentration beider Stationen stets über 0.5 mg/l, mit Maxima bei 2.9 mg/l im Januar/Februar 1985 an der Station Schwedt sowie im Dezember 1983 bei KD. Seit 1998 hingegen liegen die Peaks weitestgehend unter 0.5 mg/l, mit einem Minimalwert von 0.2 mg/l im Januar 2005.

Bei der Konzentration des gelösten anorganischen Stickstoffs (Abb. 5) ist der Jahresgang am deutlichsten und kontinuierlichsten sichtbar. Die mittlere Konzentration nimmt über den Untersuchungszeitraum ab, wobei sich dies in den Sommerkonzentrationen deutlicher zeigt als im Winter. Die für Nitrat festgestellte Zweiteilung der Zeitreihe mit höheren minimalen Sommerkonzentrationen vor und niedrigeren ab 1992 spiegelt sich im DIN wieder, wodurch die Amplitude ebenfalls zunimmt. Die maximale Konzentration von 6.7 mg/l liegt im Februar 1986, die minimale von 0.2 mg/l im August 2003. Ebenfalls sehr geringe Konzentrationen weisen die Sommer 1992, 2000, 2002 und 2004 auf. Im

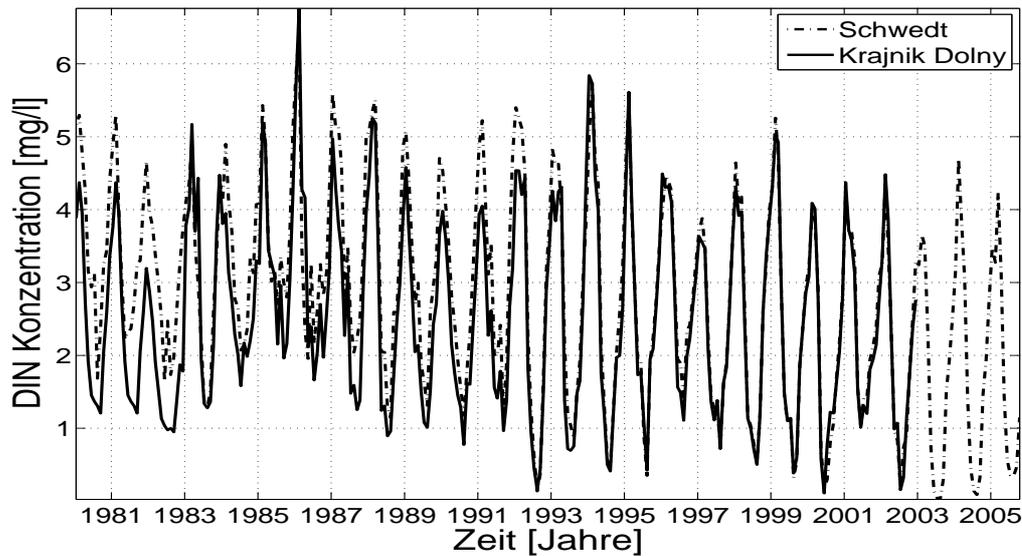


Abbildung 5: Monatsmittelwerte der *gelösten anorg. N (DIN)* Konzentration an den Stationen Schwedt und Krajnik Dolny von 1980 bis 2002 bzw. 2005. Daten: Landesumweltamt (LUA) Brandenburg und Woiwodschaftsinspektorat für Umweltschutz (WIOS) Stettin.

Stationsvergleich ist wieder der deutliche Unterschied zwischen dem Zeitraum vor 1993, in dem Schwedt stets über KD liegt, und danach, in dem die Konzentrationen an beiden Stationen relativ gleich sind, auffällig.

Für die Gesamt-Stickstoff Konzentration (Abb. 6) liegen an der Station Schwedt erst ab Januar 1993 Messwerte vor. Diese sind durchgängig geringer, als die bei KD gemessenen Werte. Insbesondere bei den Tiefpunkten der Sommerkonzentrationen besteht meist eine Diskrepanz von ca. 1 mg/l. Bei beiden Stationen ist deutlich eine stetige Abnahme der Konzentration sichtbar. So betrug die mittlere Jahreskonzentration bei KD 1980 4.2 mg/l und 2002 3.4 mg/l, bei Schwedt im Jahre 2004 2.6 mg/l. Der Maximalwert wurde im Februar 1994 und 1995 erreicht (7.1 mg/l bei KD), der Minimalwert im August 2003.

Bei der Phosphat-P Konzentration (Abb. 7) sind ebenfalls der Jahresgang und eine deutliche Konzentrationsreduktion über den Untersuchungszeitraum sichtbar. Des Weiteren fallen die extrem hohen Konzentrationen der Station Schwedt im Jahr 1982 ins Auge (bis zu 0.56 mg/l gegenüber maximal 0.35 mg/l bei KD). Von Januar bis Dezember diesen Jahres erscheinen die PO_4 -P Werte bei Schwedt unrealistisch erhöht gegenüber der restlichen Zeitreihe. Von 1982 abgesehen verläuft die Konzentration an beiden Stationen ähnlich, mal liegt Schwedt über KD mal umgekehrt. Bei Schwedt wird (1982 ausgenommen) nur im Januar 1985 eine Konzentration von 0.35 mg/l erreicht, bei KD sind es im November 1988 0.38 mg/l und im Dezember 1982 0.35 mg/l.

Für die Konzentration von Gesamt-Phosphor (Abb. 8) liegen an der Station Krajnik Dolny erst ab November 1988 Messwerte vor. Bei beiden Stationen ist eine deutliche Konzentrationsreduzierung Anfang der 1990er Jahre sichtbar. Während bei KD ein kontinuierlicher Konzentrationsabfall vorliegt, werden die Werte bei Schwedt ab 1993 innerhalb von zwei Jahren halbiert. Zudem nimmt die Amplitude des Jahresgangs ab. In

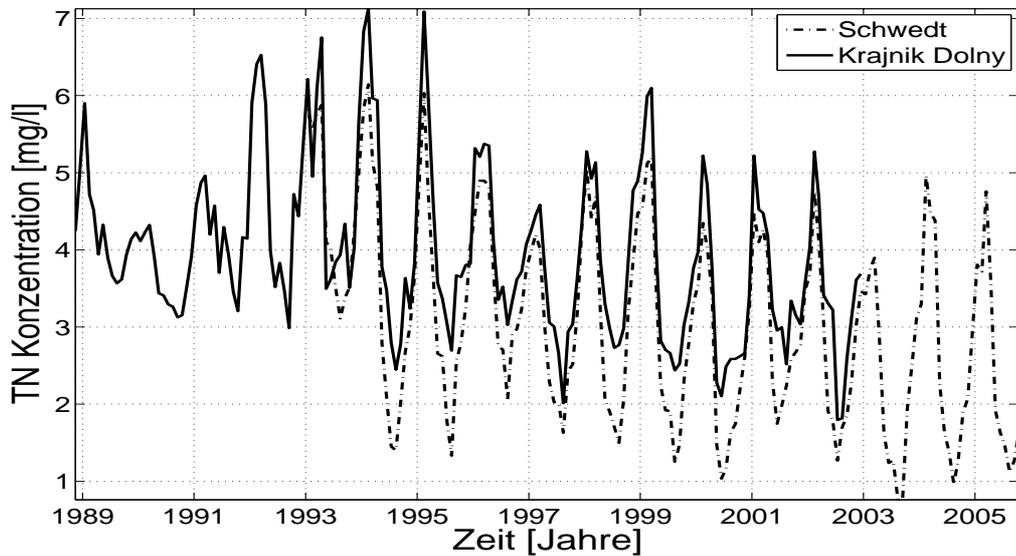


Abbildung 6: Monatsmittelwerte der *Gesamt-N* Konzentration an den Stationen Schwedt und Krajinik Dolny von 1980 bis 2002 bzw. 2005. Daten: Landesumweltamt (LUA) Brandenburg und Woiwodschaftsinspektorat für Umweltschutz (WIOS) Stettin.

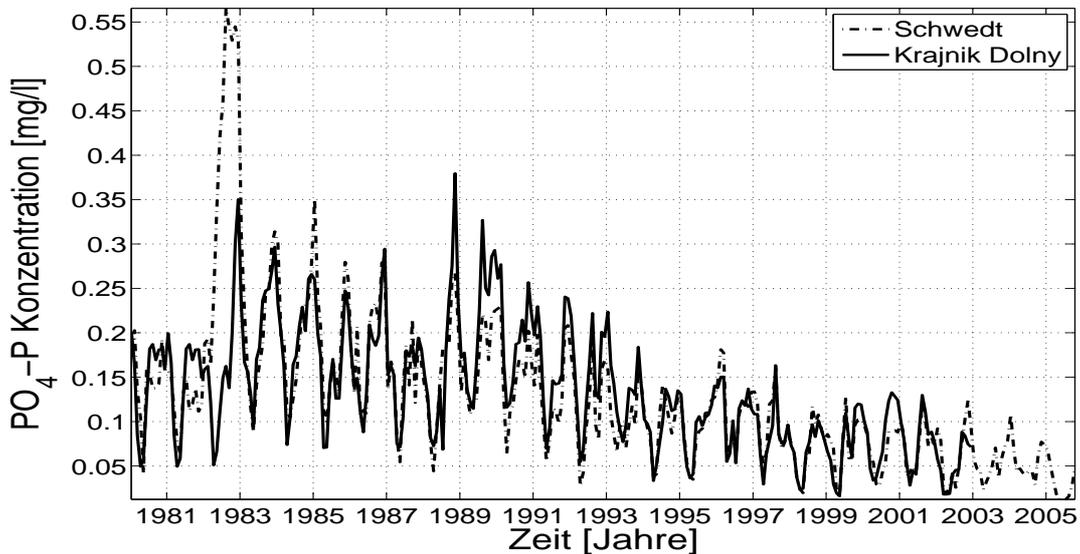


Abbildung 7: Monatsmittelwerte der *Phosphat-P* Konzentration an den Stationen Schwedt und Krajinik Dolny von 1980 bis 2002 bzw. 2005. Daten: Landesumweltamt (LUA) Brandenburg und Woiwodschaftsinspektorat für Umweltschutz (WIOS) Stettin.

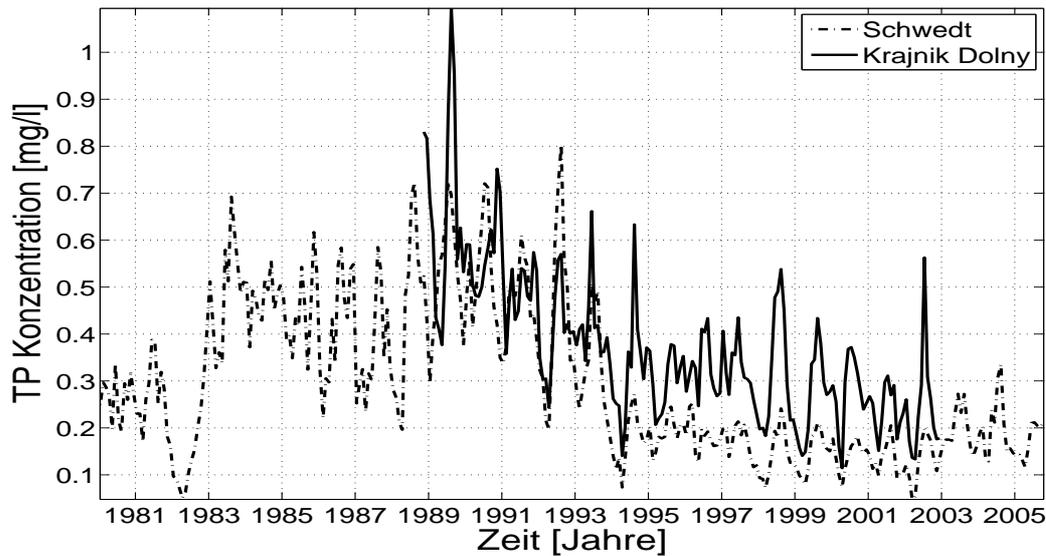


Abbildung 8: Monatsmittelwerte der *Gesamt-P* Konzentration an den Stationen Schwedt und Krajník Dolný von 1980 bis 2002 bzw. 2005. Daten: Landesumweltamt (LUA) Brandenburg und Woiwodschaftsinspektorat für Umweltschutz (WIOS) Stettin.

den letzten drei Jahren ist bei Schwedt wieder ein leichter Anstieg der TP-Konzentration zu erkennen. Die Konzentration bei KD liegt im August/September 1989 bei deutlich über 1.0 mg/l und somit um mehr als ein Drittel höher als bei Schwedt, wo die Maximalkonzentration im Sommer 1992 erreicht wird. Davon abgesehen ist die Spanne des Konzentrationsverlaufs von 1989 bis 1993 ähnlich, ab 1994 jedoch bei KD durchgängig mindestens doppelt so hoch wie bei Schwedt. Wie bereits bei der Phosphat-Konzentration (Abb. 7) fällt auch in Bezug auf die TP-Konzentration das Jahr 1982 bei Schwedt auf. Die TP-Werte sind hier allerdings nicht erhöht sondern in unrealistischen Maße erniedrigt.

Für die einzelnen Stickstoff-Verbindungen wurden somit ab 1993 an beiden Messstationen relativ ähnliche Werte gemessen, während im Zeitraum davor deutliche Unterschiede sichtbar sind, und die Werte von Schwedt meist über denen von KD liegen. Da ab Januar 1993 bei Schwedt die Messung des Gesamt-Stickstoffs neu hinzukam, liegt die Vermutung nahe, dass zu diesem Zeitpunkt die Messmethodik umgestellt wurde. Dies könnte ebenfalls die zeitliche Zweiteilung der Ammonium-Sommerkonzentrationen erklären.

Aus der Abbildung 9 wird noch einmal ersichtlich, wie unterschiedlich die Bestimmung der Gesamt-Stickstoff Konzentration an den Stationen ist. Bei KD wird von einem wesentlich größeren Anteil des organischen Stickstoffs am Gesamt-Stickstoff ausgegangen. Auch ist die bei beiden Stationen zu beobachtende jahrezeitliche Schwankung der TN-Zusammensetzung (im Winter mehr anorganisch gelöst, im Sommer mehr organisch gebundener) bei KD ausgeprägter. Zum winterlichen TN-Maximum beträgt der DIN-Anteil dort im Mittel 80 %, beim Sommer-Minimum 21 %, während der Anteil bei Schwedt zwischen 92 % und 30 % schwankt.

Die Anteile der Phosphate am Gesamt-Phosphor (Abb. 10) variieren ebenfalls zwi-

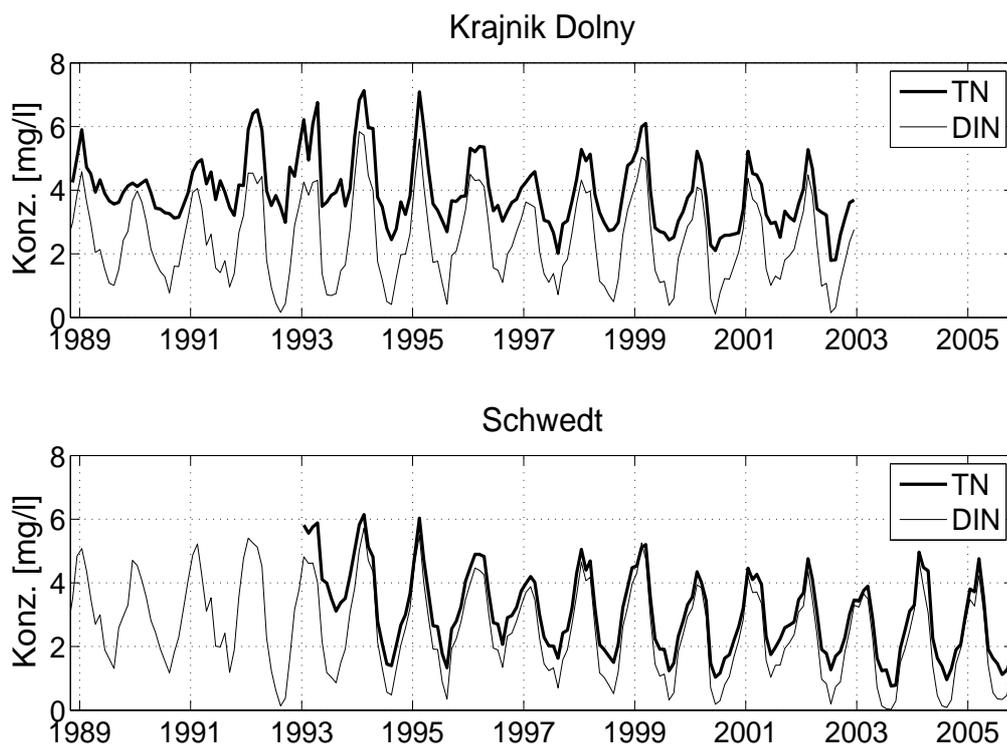


Abbildung 9: Gegenüberstellung des Konzentrationsverlaufs von DIN und TN für die Station Krajnik Dolny und die Station Schwedt. Daten: Woiwodschaftsinspektorat für Umweltschutz (WIOS) Stettin und Landesumweltamt (LUA) Brandenburg.

schen Winter und Sommer und betragen bei KD im Mittel 20 % bzw. 33 %. Der extreme gegenläufige Verlauf von $\text{PO}_4\text{-P}$ und TP bei Schwedt im Jahre 1982 bestätigt die Annahme von systematischen Messfehlern in diesem Zeitraum. Aufgrund der abrupten Absenkung der TP-Konzentrationen von 1993 auf 1994 werden die Zeitspannen 1983 bis 1993 und 1994 bis 2005 getrennt betrachtet. In ersterer liegen im Winter durchschnittlich 39 % und im Sommer 27 % des TP als $\text{PO}_4\text{-P}$ vor, in letzterer entsprechend 54 % und 34 %. Es erscheint wiederum unrealistisch, dass sich die Zusammensetzung des Gesamt-Phosphors bei Schwedt von 1993 auf 1994 so schlagartig ändert.

Für die weiteren Analysen wird daher die zeitlich konsistente (wenn auch leider kürzere) Zeitreihe der TP-Konzentrationen vom Standort KD gewählt. Da auf deutscher Seite auch beim Stickstoff ein geringerer organischer Anteil gemessen wird als auf polnischer, ist es durchaus möglich, dass die TP-Daten von Schwedt ab 1994 realistisch sind. Eine abschließende Beurteilung, welche Messmethodik verlässlichere Werte liefert, ist anhand der angestellten Überlegungen nicht möglich. Dies wird bestätigt durch die Aussage von Behrendt et al. (2000), Fehler bei der Konzentrationsbestimmung in Flusssystemen mit einem Einzugsgebiet von über 1000 km^2 betragen für Parameter, die (wie TN und TP) partikuläres Material beinhalten, 20 % und mehr, während sie für lösliche Verbindungen gering seien.

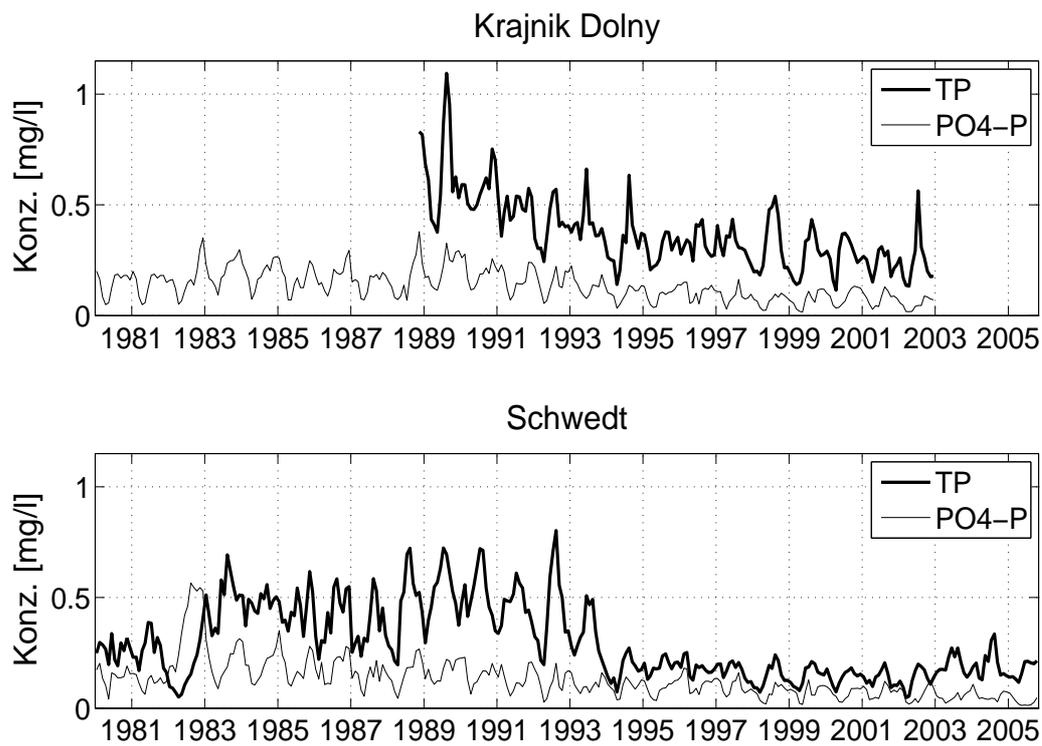


Abbildung 10: Gegenüberstellung des Konzentrationsverlaufs von $\text{PO}_4\text{-P}$ und TP für die Station Krajnik Dolny und die Station Schwedt. Daten: Woiwodschaftsinspektorat für Umweltschutz (WIOS) Stettin und Landesumweltamt (LUA) Brandenburg.

4.1.2 Abfluss

Der Abfluss der Oder kann an den Stationen Krajnik Dolny und Schwedt nicht direkt gemessen werden, da der Rückstau der Ostsee bis zu ihnen vordringt und die Messwerte verfälscht. Auf polnischer Seite wird der Abfluss bei KD aus dem Pegelstand vor Ort berechnet. In Deutschland ist dieses Verfahren nicht üblich. Daher wurden die täglichen Abflusswerte des 25.7 km flussaufwärts gelegenen Pegels Hohensaaten-Finow herangezogen und über das Verhältnis der Größe der Einzugsgebiete der beiden Standorte hochgerechnet (Formel 1).

$$Q_{Schwedt} = Q_{Hohensaaten} \cdot \frac{EZG_{Schwedt}}{EZG_{Hohensaaten}} \quad (1)$$

Bei einer Größe des Einzugsgebietes des Pegels Hohensaaten-Finow ($EZG_{Hohensaaten}$) von 109 564 km² und des von Schwedt ($EZG_{Schwedt}$) von 112 950 km² ergibt sich ein Faktor von 1.03, mit dem der Hohensaaten-Abfluss multipliziert wird.

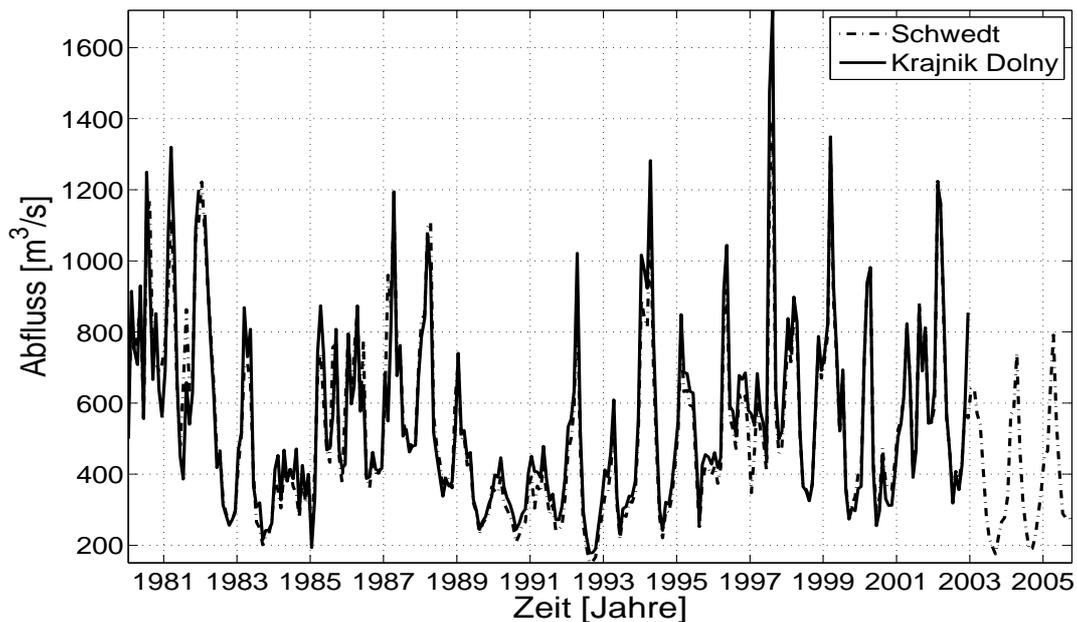


Abbildung 11: Monatsmittelwerte des *Abflusses* an den Stationen Schwedt und Krajnik Dolny von 1980 bis 2002 bzw. 2005. Daten: Wasser- und Schifffahrtsamt (WSA) Eberswalde und polnisches Institut für Meteorologie und Wasserwirtschaft (IMGW).

In Abbildung 11 ist der zeitliche Verlauf der daraus gebildeten Monatsmittelwerte gezeigt. Der Abfluss bei KD ist tendenziell etwas höher als der bei Schwedt. Der Unterschied wird mit Vorliegen täglicher Werte für KD ab Januar 1998 geringer. Die Dynamik des Abflusses wird im Ergebnisteil in 6.1.1 (Seite 27) ausführlich analysiert.

4.1.3 Frachten der Nährstoffe

Die Nährstofffracht F zum Zeitpunkt t berechnet sich aus dem Produkt der Konzentration C und des Abflusses Q :

$$F_t = C_t \cdot Q_t \quad (2)$$

Da Konzentration und Abfluss kurzfristig variable Größen sind, ist eine genaue Frachtbestimmung mit Formel (2) maximal für den Tag der Probenahme möglich. Für die weitere Analyse der Fracht-Zeitreihen mit Singular Spectrum Analysis (SSA) werden jedoch äquidistante Zeitschritte benötigt, sodass es nahe liegt, Monatsmittelwerte zu bilden.

Da die Monitoringfrequenz des Nährstoffkonzentrationen sowohl bei Schwedt als auch KD stark variiert und teilweise nur zwei Messwerte pro Monat vorliegen, stellt sich die Frage, welche Art der Mittelwertbildung die geeignetste darstellt. Mittelung der Tagesfrachten der Messtage eines Monats? Mit oder ohne vorherige Interpolation der Fracht? Oder Frachtberechnung aus Monatsmittelwerten der Konzentration und des Abflusses?

In Bezug auf Monatsfrachten gibt es leider wenig Untersuchungen; für Jahresfrachten haben Keller et al. (1997) gezeigt, dass sich in den meisten Fällen ähnliche Ergebnisse ergeben. In dieser Arbeit wurde die nach Littlewood (1995) für die Berechnung von Jahresfrachten verlässlichste und von OSPAR (1996) favorisierte Methode nach Formel (3) gewählt und diese auf den Zeitraum eines Monats angewandt. Dabei werden die Tagesfrachten der Beprobungstage im Zeitraum Δt gemittelt und mit dem Quotienten aus mittlerem Abfluss aller Tage in Δt und mittlerem Abfluss der Konzentrations-Messtage multipliziert:

$$\begin{aligned} F_{\Delta t} &= \overline{F_{\Delta t \text{ mess}}} \cdot \frac{\overline{Q_{\Delta t \text{ tgl}}}}{\overline{Q_{\Delta t \text{ mess}}}} \\ &= \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n F_{\text{mess}}(i) \cdot \frac{\frac{1}{m} \sum_{j=1}^m Q(j)}{\frac{1}{n} \sum_{k=1}^n Q_{\text{mess}}(k)} \end{aligned} \quad (3)$$

wobei Δt der Untersuchungszeitraum (hier ein Monat),
 F_{mess} die Fracht am jeweiligen Konzentrations-Messtag,
 Q_{mess} der dazugehörige Abfluss,
 Q_{tgl} der tägliche Abfluss aller Tage,
 n die Anzahl der Messtage in Δt und
 m die Gesamtanzahl Tage Δt (30, 31 oder 28.5).

Nach Formel (3) wurden mittlere Monatsfrachten aller N- und P-Parameter für den Zeitraum, in dem an der jeweiligen Station Messwerte vorlagen, bestimmt. Für die Station KD wurden diese durch bereits monatsgemittelte Frachtwerte von 1975 bis 1997 ergänzt, welche für alle Parameter ausgenommen Gesamt-Phosphor vorlagen, jedoch auf relativ wenige Einzelmessungen zurückzuführen sind.

Die berechneten Monatsfrachten sind im Anhang in den Abbildungen 53 bis 58 im Stationsvergleich graphisch dargestellt. Die Abweichungen der Konzentrations- und Abfluss-Messwerte zwischen Krajnik Dolny und Schwedt finden sich in der Fracht wieder. Für die Stickstoffparameter gleichen sich die Stationsunterschiede allerdings ein wenig

an, da die Konzentrationen bei Schwedt und der Abfluss bei KD höher ist. Der zeitliche Verlauf der Frachten des gelösten anorganischen Stickstoffs, des Gesamt-Stickstoffs, sowie Phosphat-Phosphors und Gesamt-Phosphors wird ausführlich in 6.1.2 analysiert. Der Verlauf der Nitrat-N und Ammonium-N Frachten wird im Anhang kurz beschrieben und diskutiert.

Da sich, wie bereits in Abschnitt 4.1.1 erwähnt, keine Aussage darüber treffen lässt, welche der beiden Stationen verlässlichere Konzentrationsdaten liefert, überträgt sich dieses Problem auf die Fracht. Weil in dieser Arbeit weniger die absolute Menge der Fracht als deren zeitliche Dynamik von Interesse ist, wurde die Priorität auf möglichst lange Zeitreihen gelegt. Für den Zeitraum, in dem sowohl für Krajník Dolný als auch Schwedt Werte vorlagen, wurde der Mittelwert der Frachten gebildet. So entstanden für DIN und $\text{PO}_4\text{-P}$ Zeitreihen mit Anfangswerten (1975-1979) von KD, den Stationsmittelwerten von 1980 bis 2002 und Schwedt-Werten von 2003 bis 2005; die TN-Zeitreihe beginnt mit Mittelwerten im November 1988. Für TP wurde wegen der allzu großen Unterschiede zwischen den Stationen (vergl. Seite 18) von der Stationsmittelung abgesehen. Aufgrund der Inkonsistenzen innerhalb der Schwedt-Daten sowie der Übereinstimmung der KD-Jahresfrachten mit den von der HELCOM (1998) veröffentlichten besteht die TP-Zeitreihe für weitere Analysen ausschließlich aus KD-Werten. Des Weiteren wurden in allen Zeitreihen die Monatsfrachten, in denen für keine der beiden Stationen Messwerte vorliegen, durch lineare Interpolation ergänzt.

4.2 Stettiner Haff

Die Messdaten der Stationen C und E im Großen Haff wurden um DIN-Konzentrationswerte, berechnet aus der Summe der Konzentrationen von Nitrat-N, Ammonium-N und Nitrit-N, ergänzt. Um die für die SSA notwendigen Zeitreihen mit äquidistanten Zeitschritten zu erhalten, wurden die Messwerte aus Monaten, in denen nur einmal gemessen wurde, als Monatswert gesetzt. Bei häufigeren Messungen wurde der Mittelwert gebildet. Für die Stationen KHM und OB4 wurde in nicht beprobten Monaten der Mittelwert aller Messungen des entsprechenden Kalendermonats über den gesamten Untersuchungszeitraum gesetzt. Für C und E wurde ganz allgemein von einem nur acht Monate (von April bis November) dauernden Jahr ausgegangen.

Für eine genauere Beschreibung des zeitlichen Verlaufs und der räumlichen Verteilung der N- und P-Nährstoffe im Stettiner Haff sei auf Bangel et al. (2004) verwiesen.

5 Methodik der Singular Spectrum Analysis (SSA)

Messdaten aus natürlichen Systemen sind *per se* mit Fehlern behaftet, sowohl systematischer als auch zufälliger Art. Der Untersuchung systemeigener Prozesse sollte folglich eine *Signal-Rausch-Trennung* vorangestellt werden, welche eine Zerlegung des Signals in unterschiedliche Komponenten wie Trends und Oszillationen erleichtert.

Bei der *Singular Spectrum Analysis* (kurz SSA) handelt es sich um eine Methode der Zeitreihenanalyse, welche eine daten-adaptive Filterung der Zeitreihe ermöglicht. Da die Eigenschaften der Filterung somit nicht *a priori* festgelegt sind sondern sich dem Datensatz anpassen, eignet sich die SSA besonders gut für kurze verrauschte Zeitreihen, welche ansonsten nur schwer analysierbar sind. Die Entwicklung der Methode lässt sich in den beiden Grundsatzartikeln von Broomhead und King (1986) und Vautard und Ghil (1989) nachlesen, einen guten Überblick über Theorie und Anwendung der SSA liefert der Übersichtsartikel von Ghil et al. (2001).

Neben der klassischen Anwendung auf klimatologische Zeitreihen (u. a. Vautard und Ghil (1989); Ghil et al. (2001); Janssen (2002)) findet SSA auch bei Abflussserien immer häufigere Verwendung, beispielsweise in Shun und Duffy (1999) und Bernhardt (2002). Die Arbeit von Bernhardt (2002) lieferte die Motivation, innerhalb der vorliegenden Arbeit die Zeitreihen der Odernährstofffrachten, welche mit 20 bis 30 Jahren Datensatzlänge vergleichsweise kurz sind, mittels SSA auf Trends, periodische Strukturen und Extrema zu untersuchen.

Im Folgenden wird eine kurze anwendungsbezogene Beschreibung der *Singular Spectrum Analysis* vorgenommen und ein Einblick in die Berechnung gewährt, ohne auf den gesamten dahinterstehenden mathematischen Formalismus einzugehen (siehe hierzu Ghil et al. (2001)). In Abschnitt 6.1.1 folgt eine ausführlich kommentierte Anwendung der SSA auf die Abflusszeitreihe der Oder.

5.1 Berechnung der SSA

Die Berechnung der *Singular Spectrum Analysis* ist weitestgehend identisch mit der einer Hauptkomponentenanalyse (PCA, *Principal Component Analysis*). Während bei der PCA ein Datensatz aus mehreren Variablen (oftmals eine zeitliche Abfolge unterschiedlicher Größen oder räumlicher Verteilungen) untersucht wird, liegt der SSA eine einzelne Zeitreihe als Datenbasis zugrunde. Analysiert wird folglich nicht der Zusammenhang von Systemvariablen sondern der zeitliche Verlauf einer einzelnen Größe.

Aus der zu analysierenden Zeitreihe X_t der Länge N wird eine $n \times m$ -Matrix \mathbf{X} gebildet, deren Zeilen zeitlich verschobene Versionen der Zeitreihe beinhalten. Die Zeitreihe wird somit in $n = N - m + 1$ Vektoren der Länge m zerlegt. Die Dimension der Vektoren m wird als Einbettungsdimension (*embedding dimension*) bezeichnet. Stellt man sich die unterschiedlichen zeitlichen Versionen (Zeilenvektoren) als durch das Hinweggleiten eines Fensters über die Zeitreihe gewonnene Abschnittseinblicke vor, kann die Vektorlänge m ebenfalls als Fensterbreite betrachtet werden.

Analog zur PCA lassen sich die Matrixdaten nun in unabhängige statistische Moden zerlegen, welche jeweils aus zeitlich konstanten Mustern ρ , und zeitabhängigen Koeffizienten A bestehen:

$$[X_{t+\Delta t} \quad X_{t+2\Delta t} \quad \dots \quad X_{t+m\Delta t}] = \sum_{k=1}^m A_k(t)\rho^k, \quad (4)$$

wobei Δt der Zeitschritt und m die Anzahl der Zeitverschiebungen ist.

Dabei sind die zeitkonstanten Muster ρ die Eigenvektoren der Kovarianzmatrix von \mathbf{X} (Definitionen in Anhang B). Da diese linear unabhängigen Vektoren orthogonal zueinander stehen, werden sie *empirical orthogonal functions* (EOF) genannt. Durch Projektion des Datensatzes \mathbf{X} auf die EOFs ρ_k erhält man den jeweils zugehörigen PC (*principal component*) A_k .

Die PCs sind Vektoren der Länge $N - m + 1$ und können laut Bernhardt (2002) als gewichtete gleitende Mittelwerte der Zeitreihe X_t interpretiert werden, welche jedoch aufgrund der zeitlichen Verschiebung keine Phaseninformation beinhalten. Mit Hilfe der PCs lassen sich nun zu jeder EOF Zeitreihen rekonstruieren, die RCs (*reconstructed components*), welche die Länge der Ausgangszeitreihe samt Phaseninformation besitzen. Die Summe aller RCs ergibt die Ausgangszeitreihe.

Bei der Wahl der Einbettungsdimension m stellt sich das Problem des Abwägens zwischen statistischer Sicherheit (m möglichst klein) und maximalem Informationsgewinn (m möglichst groß). Da in dieser Arbeit sowohl langfristige Veränderungen als auch kurzzeitige Extrema untersucht werden sollen, wurde eine mittlere Einbettungsdimension mit einem N/m -Verhältnis von 5 gewählt.

Da die Eigenwerte λ_k ein Maß für die Länge des zugehörigen Eigenvektors ρ_k darstellen, kann man anhand des prozentualen Anteils, den ein Eigenwert an der Summe aller Eigenwerte besitzt, den Anteil des zugehörigen Eigenvektors an der erklärten Gesamtvarianz ausmachen. Die Größe der Eigenwerte gibt somit die Rangfolge der EOF-Moden vor. Optimalerweise zeigt sich beim Auftragen der Eigenwerte λ_k über ihrem Rang ein deutliches Plateau an wenig signifikanten Moden, welche als Rauschen interpretiert werden können, während nur wenige ranghohe Eigenwerte den Großteil der erklärten Varianz ausmachen. Da solch ein klar definierbarer Rauschanteil in der Natur nur äußerst selten vorkommt, müssen zusätzliche Methoden zur Signifikanzprüfung der Moden angewendet werden (siehe Abb. 13: Auftragung der Eigenwerte λ_k des Oder-Abflusses über ihrem Rang).

Analog zu Bernhardt (2002) wurde in dieser Arbeit das von Allen und Smith (1996) entwickelte *Monte-Carlo-Verfahren* (MCSSA) verwendet, bei dem anhand der Datengrundlage ein farbiges Rauschen simuliert wird. Die EOFs, deren Eigenwerte oberhalb des 90 %-Konfidenzintervalls der MC-Simulation liegen, können als signifikant verschieden von einem farbigem Rauschen angesehen werden. (Grenzwert kann zur besseren Abgrenzung gegebenenfalls auf 95 % erhöht werden.) Zur Interpretation der harmonischen Anteile der Zeitreihen wurden mittels Fourier-Transformation die dominanten Frequenzen der EOFs und RCs bestimmt (siehe Abb. 14: Auftragung der Eigenwerte λ_k des Oder-Abflusses gegen die dominante Frequenz der zugehörigen EOFs; Abb. 16: Frequenzspektrum der RC aus EOFs 1, 2, 22 u. 23).

5.2 Kreuzkorrelationen Oder - Haff

Um den Zusammenhang zwischen den Nährstofffrachten der Oder und den Nährstoffkonzentrationen im Stettiner Haff und der Oderbucht zu untersuchen, wurden die Kreuzkorrelationen zwischen den Standorten berechnet.

Abgeleitet vom Korrelationskoeffizienten nach Pearson (Formel 10) berechnet sich die Kreuzkorrelation zweier Zeitreihen X und Y wie folgt:

$$r_{XY}(\tau) = \frac{\sum_{t=1}^{N-\tau} ((X(t) - \bar{X}) \cdot (Y(t + \tau) - \bar{Y}))}{\sqrt{\sum_{t=1}^{N-\tau} (X(t) - \bar{X})^2} \cdot \sqrt{\sum_{t=1}^{N-\tau} (Y(t + \tau) - \bar{Y})^2}}. \quad (5)$$

Sie ist somit ein Maß für die Stärke des linearen Zusammenhangs zwischen unterschiedlichen Zeitpunkten zweier Zeitreihen und nimmt Werte zwischen -1 und +1 an. Ein Wert von $r_\tau = 1$ tritt bei identischen Zeitreihen und einer Verschiebung (*lag*) von $\tau = 0$ auf. Mit steigender Verschiebung nimmt die Korrelationsfunktion rasch ab und nähert sich der Null. Für periodische Strukturen innerhalb der Zeitreihen mit gleichen Perioden kommt es zu einem Wiederanstieg und -abfall in regelmäßigen Abständen. Eine Schwingung in der Kreuzkorrelationsfunktion ist folglich ein Indiz für die lineare Kopplung von periodischen Komponenten der Zeitreihen. Kausale Zusammenhänge lassen sich aus der Kreuzkorrelation (und anderen Korrelationen) nicht ableiten.

Zur Überprüfung der Signifikanz der berechneten Kreuzkorrelationskoeffizienten wurde das laut Hartung (1996) einer 95 % Konfidenz entsprechende Intervall $\pm 2/\sqrt{N}$ genutzt, welches für geringe Lags eine gute Näherung darstellt. Die Lage des Signifikanzlevels ist damit einzig von der Länge N der untersuchten Zeitreihen abhängig.

Um Korrelationen aufgrund des Jahrgangs auszuschließen, werden die Zeitreihen vor Berechnung der Kreuzkorrelation für gewöhnlich desaisonalisiert. Bei Verwendung der rekonstruierten Langen Komponenten aus der SSA ist dies bereits geschehen. Bei den Kreuzkorrelationen mit den Stationen des Großen Haffs, welche keine Winterwerte aufweisen, wurde aus der Langen Komponente der Oderfracht ebenfalls der Winter entfernt.

6 Ergebnisse und Auswertung

Im folgenden Kapitel werden zunächst die Ergebnisse der *Singular Spectrum Analysis* für den Oderabfluss (Abschnitt 6.1.1) und die Oder-Nährstofffrachten (Abschnitt 6.1.2) wiedergegeben. In 6.2 werden diese zur Kreuzkorrelation zwischen der Oder und den Haffstationen verwendet, während im letzten Abschnitt (6.3) anhand von Boxplots die zeitliche Veränderung der Jahresgänge untersucht wird.

Bei allen Abbildungen dieses Kapitels, die eine Zeitachse besitzen, markieren die Jahreszahlen an der X-Achse den 1. Januar des jeweiligen Jahres.

6.1 Anwendung der SSA auf Oderdaten

Da die Nährstofffracht in großem Maße vom Abflussgeschehen abhängig ist und die Datengrundlage für dieses besonders gut ist, wird in 6.1.1 zunächst die Methode der Singular Spectrum Analysis anhand der Abflussdaten demonstriert. In 6.1.2 wird die SSA dann auf die nach 4.1 gebildeten Fracht-Zeitreihen angewendet. Die im Folgenden gemachten Mengenangaben bezüglich der Nährstofffrachten sind Relativwerte, welche untereinander gut vergleichbar sind, deren Absolutwerte jedoch nicht abgesichert sind und unter der vorherigen Stationsmittelwertbildung leiden.

6.1.1 Abfluss

In Abbildung 12 ist der zeitliche Verlauf des Abflusses von 1960 bis 2005 an der Station Schwedt wiedergegeben. Dargestellt sind sowohl der mittlere Jahres- als auch Monatsabfluss. Der Jahresabfluss betrug in den letzten 46 Jahren zwischen $300 \text{ m}^3/\text{s}$ im Jahre 1990 und $838 \text{ m}^3/\text{s}$ im Jahre 1977. Auffällig bei der Betrachtung des Jahresabflusses sind zwei trockene Phasen um 1983/84 sowie 1989 bis 1993. Über einen Trend lassen sich jedoch keine klaren Aussagen treffen. Der mittlere monatliche Abfluss schwankt zwischen Werten von 150 bis über $1400 \text{ m}^3/\text{s}$. Die saisonale Dynamik des Oder-Abflusses ist deutlich sichtbar. Das Winter-/Frühjahrshochwasser zeichnet sich in jedem Jahr deutlich von den Sommer-Abflusswerten ab, fiel jedoch 1984, 1990 und 1991 deutlich geringer aus als in den anderen Jahren. Am stärksten war es in den Jahren 1975, 1979 und 1970 ($1420 \text{ m}^3/\text{s}$, $1405 \text{ m}^3/\text{s}$, $1384 \text{ m}^3/\text{s}$). Die größten Sommerhochwässer von $1480 \text{ m}^3/\text{s}$ und knapp $1400 \text{ m}^3/\text{s}$ wurden im Juni 1965 und August 1997 verzeichnet. Der trockenste Sommer war mit $150 \text{ m}^3/\text{s}$ der August 1992, gefolgt von den Sommern 2003 und 2004 ($175 \text{ m}^3/\text{s}$ bzw. $188 \text{ m}^3/\text{s}$).

In Abbildung 13 sind die Eigenwerte der Empirical Orthogonal Functions (EOFs) über deren Rang aufgetragen. Man sieht, dass die Eigenwerte der ersten beiden EOFs deutlich höher liegen als die anderen (ihr Anteil an der erklärten Gesamtvarianz ist somit besonders hoch), während die der EOFs von Rang drei bis acht stark abnehmen, und die Differenzen zwischen den höherrangigen immer geringer werden. Der Eindruck wird bestätigt durch die Darstellung des 90 %-Konfidenzintervalls der Monte-Carlo-Simulation von farbigem Rauschen, aus dem die ersten beiden EOFs deutlich herausragen.

Trägt man die Eigenwerte der EOFs nun statt über ihrem Rang über der Frequenz der zugehörigen EOF auf, erhält man Abbildung 14. Bei den EOFs eins und zwei (am

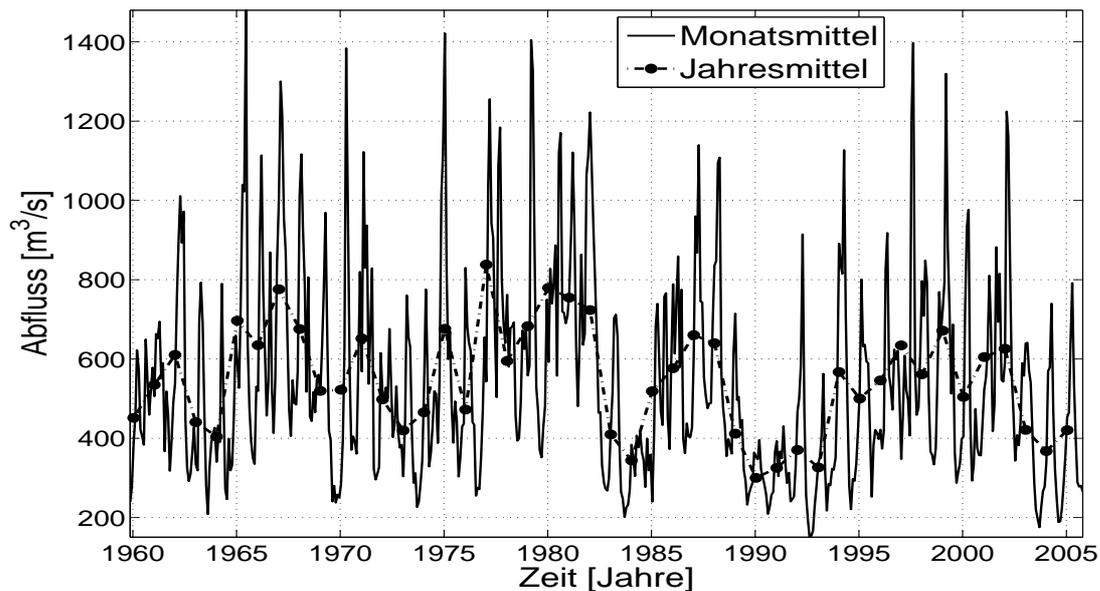


Abbildung 12: Zeitlicher Verlauf des mittleren Monats- und Jahresabflusses an der Station Schwedt von 1960 bis 2005. Daten: WSA Eberswalde.

oberen Rand der Graphik) handelt es sich also um den Jahresgang (Frequenz von einer Schwingung pro Jahr). Ebenfalls knapp über dem 90 %-Konfidenzintervall des farbigen Rauschens liegen zwei EOFs bei einer Frequenz von 2. Ihre Ränge sind 22 und 23, und sie geben den Halbjahresgang wieder. Die Tatsache, dass Jahres- und Halbjahresgang jeweils aus zwei Komponenten bestehen (*Doppel-Mode*), weist auf eine harmonische Schwingung hin (Zusammensetzung aus Sinus und Kosinus der gleichen Frequenz).

Addiert man die vier RCs, welche aus den EOFs 1, 2, 22 und 23 und den zugehörigen PCs rekonstruiert wurden, erhält man eine ausschließlich aus Jahres- und Halbjahresgang rekonstruierte Zeitreihe; dargestellt in Abbildung 15. Man erkennt eine leichte Abnahme der Amplitude im ersten Drittel des Untersuchungszeitraums sowie von 1999 bis 2004 kleine positive Peaks in den ansonsten trockenen Sommermonaten. Abbildung 16 zeigt das zugehörige Frequenzspektrum der rekonstruierten Zeitreihe, bei dem deutlich wird wie viel größer der Anteil des Jahresgangs als der des Halbjahresgangs ist. Somit ist es nicht verwunderlich, dass letzterer in Abbildung 15 kaum sichtbar ist.

Bereinigt man die Abfluss-Zeitreihe um Jahres- und Halbjahresgang, indem man die aus EOFs 1, 2, 22 und 23 Rekonstruierte von der Originalzeitreihe abzieht, kann auf die verbleibende Restkomponente erneut SSA angewendet werden. Dabei werden wiederum die EOFs der Ränge 1 und 2 als signifikant erkannt. Wie aus Abbildung 18 ersichtlich handelt es sich dabei nicht um eine Doppel-Mode sondern zwei separate Schwingungen mit den Frequenzen 0.059 und 0.094 Zyklen pro Jahr, entsprechend einer Phasenlänge von 17 und 10.6 Jahren. Der Anteil beider Schwingungskomponenten an der Rekonstruierten ist in diesem Fall relativ gleich groß (siehe spektrale Dichte in Abb. 18), es überwiegt jedoch die mit kürzerer Periode. Das aus beiden Komponenten rekonstruierte Signal ist in Abbildung 17 wiedergegeben. Da es sich um eine niedrigfrequente Schwingung handelt, wird diese Rekonstruierte im Folgenden als Lange Komponente bezeichnet. Man sieht deutlich die Periode von ca. zehn Jahren, bei der auf fünf eher trockene Jahre fünf

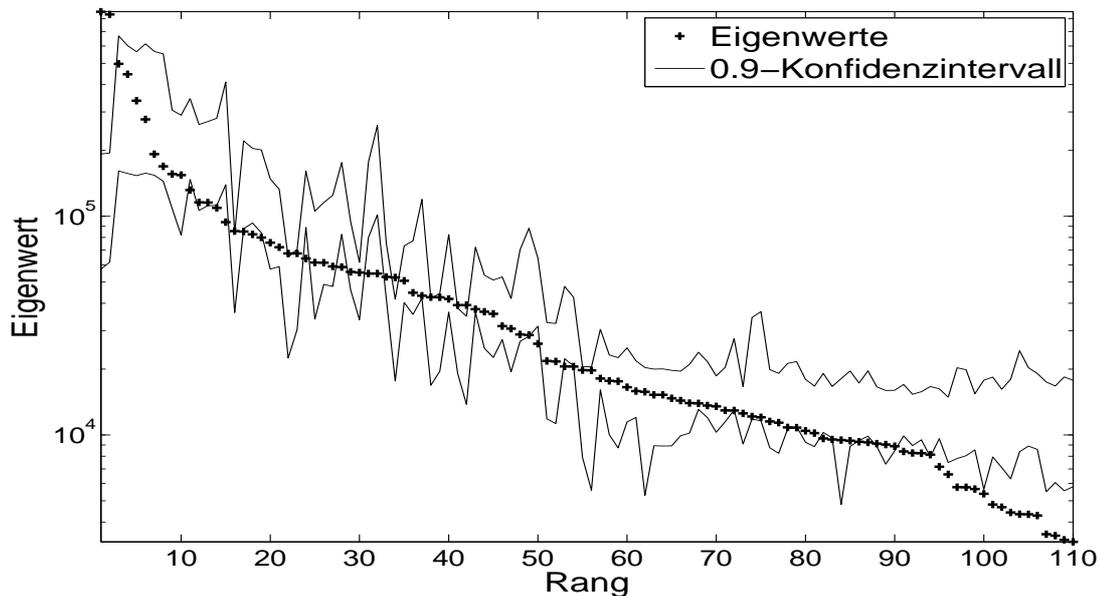


Abbildung 13: Abfluss-SSA: Eigenwerte der EOFs des ersten SSA-Durchlaufs über ihrem Rang und 90 %-Konfidenzlevel; signifikant erhöht sind EOFs der Ränge 1 und 2. Daten: WSA Eberswalde.

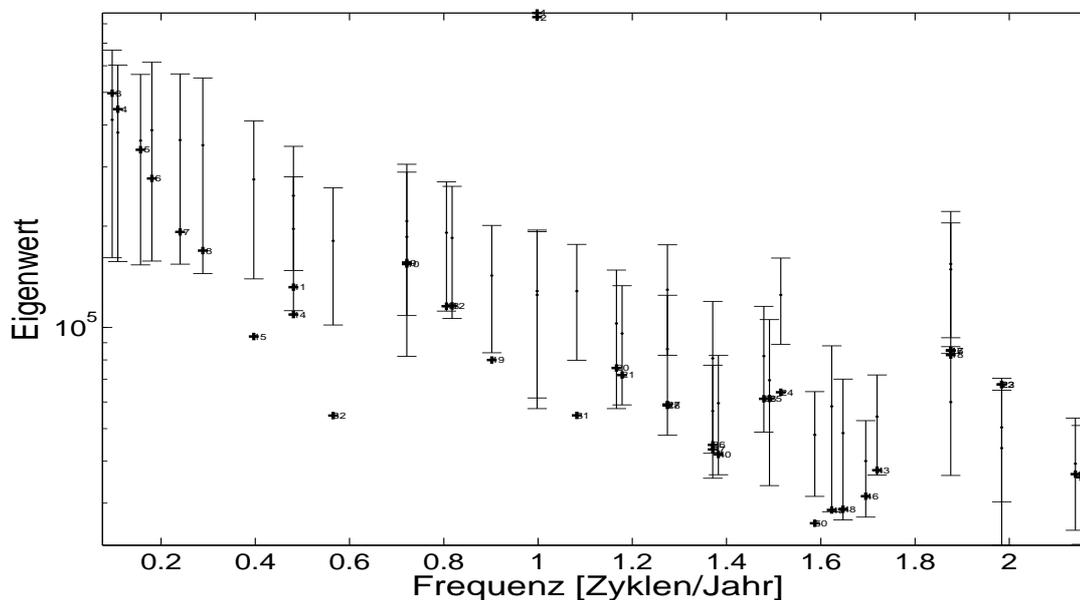


Abbildung 14: Abfluss-SSA: Eigenwerte der EOFs des ersten SSA-Durchlaufs über ihrer Frequenz und 90 %-Konfidenzlevel; EOFs der Ränge 1 und 2 bei einer Frequenz von 1 Schwingung pro Jahr. Daten: WSA Eberswalde.

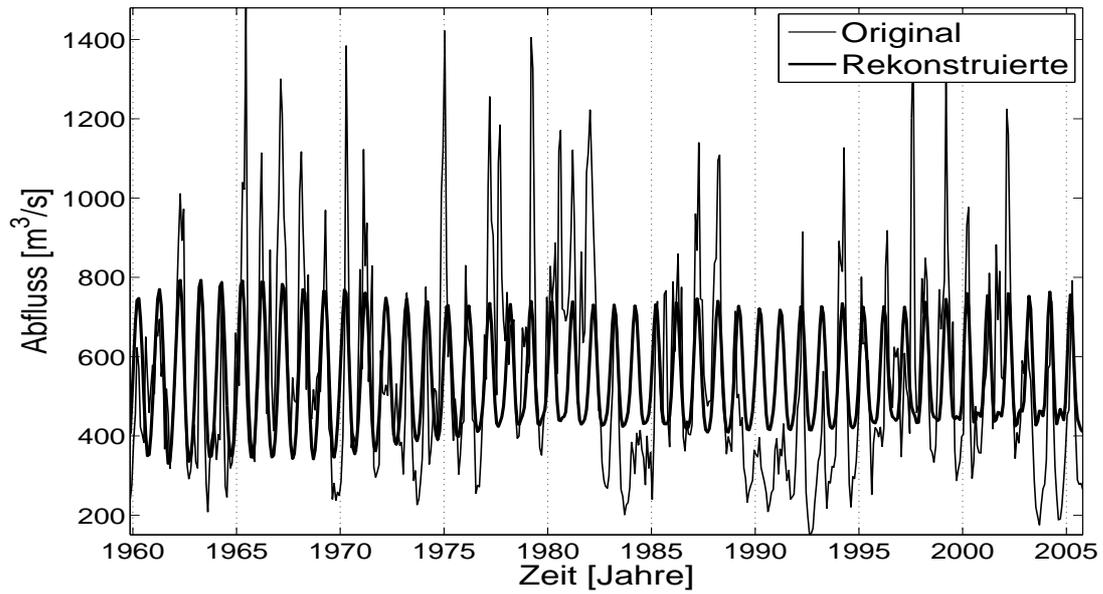


Abbildung 15: Abfluss-SSA: Rekonstruierte Zeitreihe aus Jahres- und Halbjahresgang (EOFs 1, 2, 22 und 23) und Original-Zeitreihe. Daten: WSA Eberswalde.

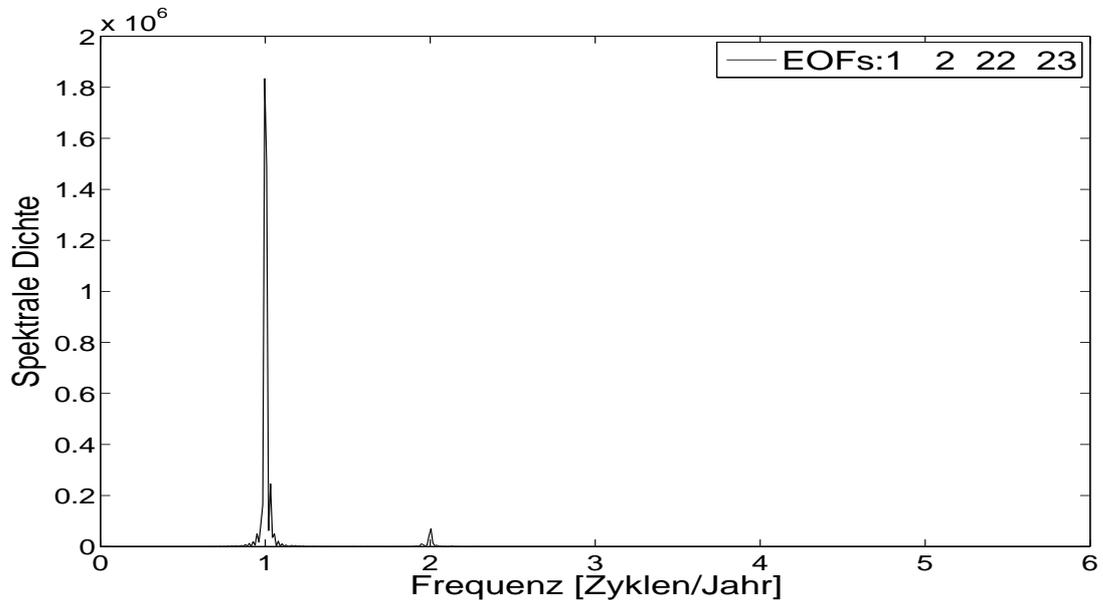


Abbildung 16: Abfluss-SSA: Frequenzspektrum der in Abb. 15 dargestellten rekonstruierten Zeitreihe; hohe spektrale Dichte des Jahres- und geringe des Halbjahresganges. Daten: WSA Eberswalde.

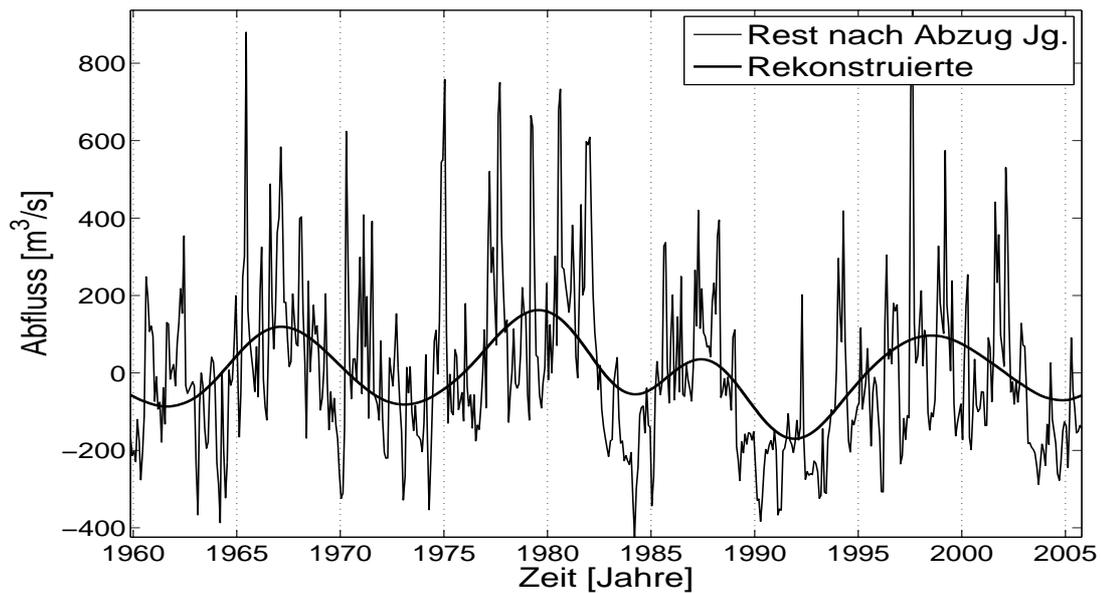


Abbildung 17: Abfluss-SSA: Rekonstruierte Lange Komponente aus zweitem SSA-Durchlauf und Restkomponente des ersten Durchlaufs. Daten: WSA Eberswalde.

eher nasse folgen. In den 80er Jahren scheint dieser Zyklus verkürzt, und die Phase von 1989 bis 1994 ist besonders trocken.

Durch Addition der beiden rekonstruierten Zeitreihen (Jahres- und Halbjahresgang sowie Lange Komponente) kann das Ursprungssignal bereits relativ gut wiedergegeben werden (Abb. 19). Durch die SSA wurde eine Filterung der Originalzeitreihe erzielt, bei der die hochfrequenten Schwingungsanteile eliminiert wurden (Tiefpassfilter).

Um die Extrema der Zeitreihe zu untersuchen, wird die durch Subtraktion der Rekonstruierten von der Originalzeitreihe erhaltene Restkomponente analysiert. Diese liefert Aufschluss über die relativen Extrema, sprich die Abweichungen der originalen gegenüber der reproduzierbaren Zeitreihe. Da nicht nur besonders nasse Winter und besonders trockene Sommer sondern auch die gegenteiligen Extrema von Interesse sind, wurden in Abbildung 20 Wintermonate (November bis April: schwarz) und Sommermonate (Mai bis Oktober: grau) unterschiedlich markiert. Das bei weitem extremste Winterhochwasser war das von 1974/75 mit um die $800 \text{ m}^3/\text{s}$ oberhalb des rekonstruierten Wertes, gefolgt vom Winter 81/82. 1969/70 und 78/79 fallen durch zu niedrige Werte in der ersten und zu hohe Werte in der zweiten Hälfte des Winter auf. Ungewöhnlich trocken waren die Winter 1963/64, 83/84, 95/96 und 96/97. 1989/90, 90/91 und 92/93 weisen zwar quantitativ keine so große Abweichung auf, sind aber die einzigen, die über alle sechs Wintermonate zu trocken waren. In den Sommermonaten stechen die Hochwässer Juli/August 1997 und Juni 1965 mit fast $850 \text{ m}^3/\text{s}$ bzw. um die $800 \text{ m}^3/\text{s}$ oberhalb des rekonstruierten Wertes heraus. Auch in den Jahren 1977, 1980 und 2001 gab es auffällige Sommerhochwässer. Der bei weitem trockenste Sommer lag laut Abbildung 20 im Jahr 1964. Vergleicht man jedoch mit Abbildung 19 wird klar, dass der große Wert eher aus einer zeitlichen Verschiebung des Originalsignals gegenüber der Rekonstruierten herrührt. Durchgängig zu

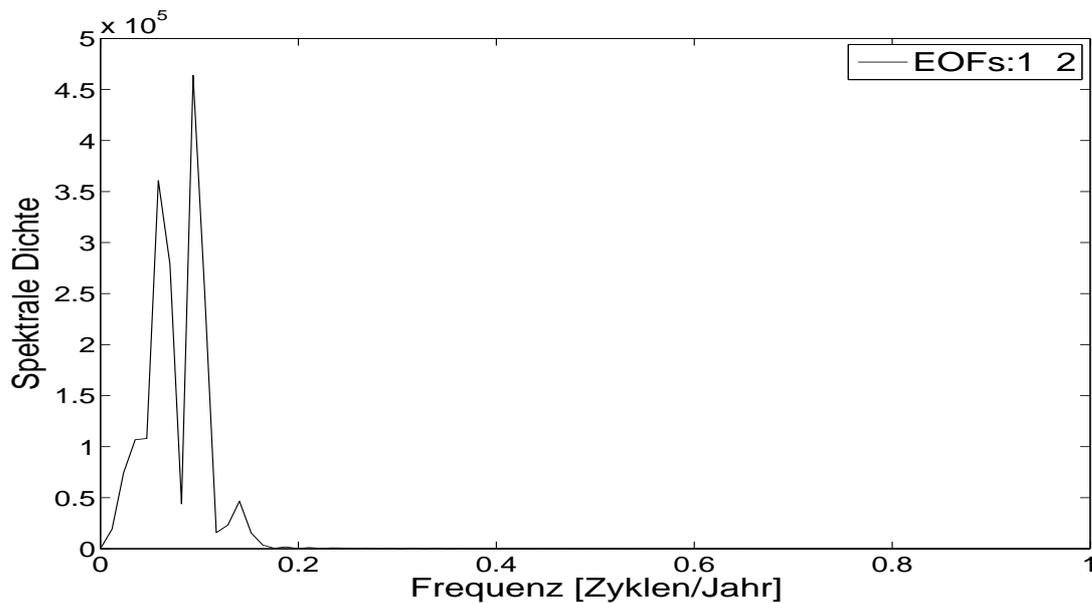


Abbildung 18: Abfluss-SSA: Frequenzspektrum der in Abb. 17 dargestellten rekonstruierten Zeitreihe; Frequenz von 0.059 u. 0.094 Zyklen pro Jahr bzw. Periode von 17 u. 10.6 Jahren. Daten: WSA Eberswalde.

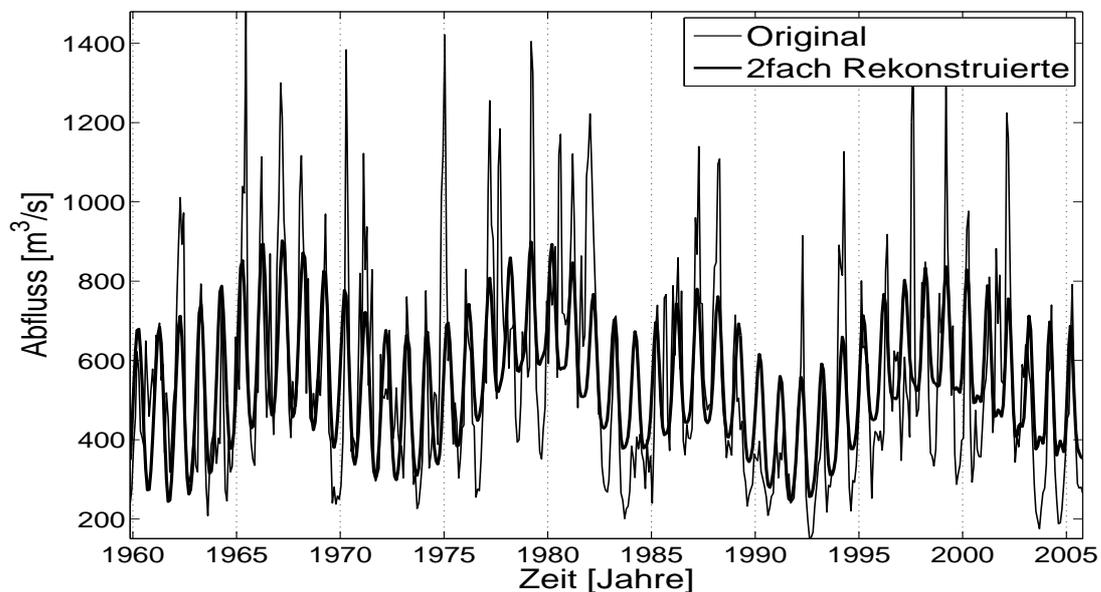


Abbildung 19: Abfluss-SSA: Rekonstruierte Zeitreihe aus Jahres- und Halbjahresgang sowie Langer Komponente nach 2facher SSA (Kombination der in Abb. 15 und Abb. 17 dargestellten Rekonstruierten) und Original-Zeitreihe. Daten: WSA Eberswalde.

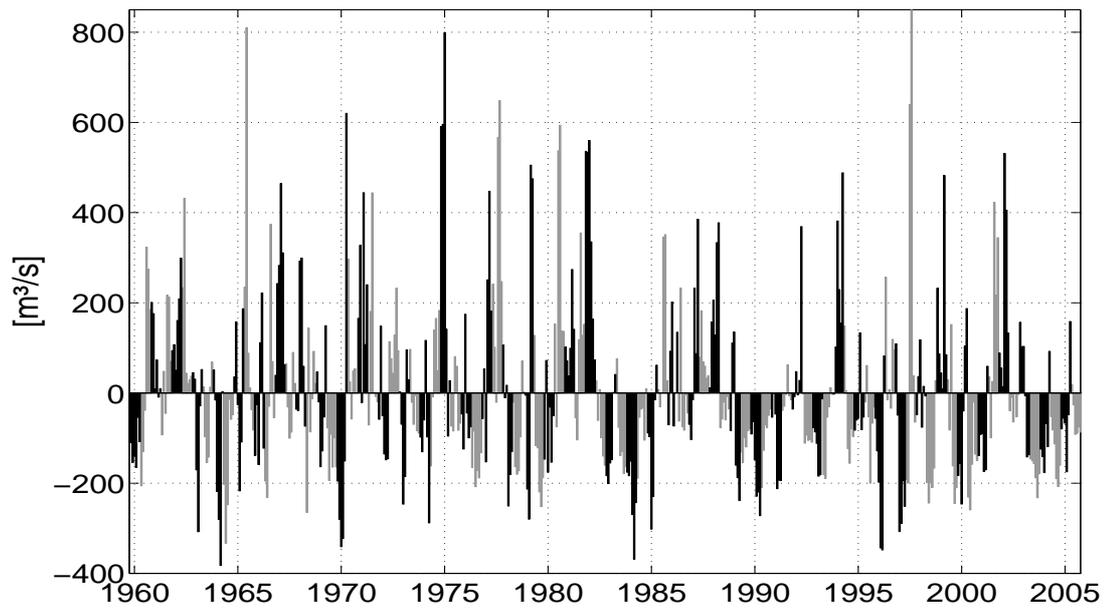


Abbildung 20: Abfluss-SSA: Restkomponente nach 2facher SSA, Wintermonate (November bis April) schwarz und Sommermonate (Mai bis Oktober) grau dargestellt. Daten: WSA Eberswalde.

trocken waren die Sommer 1969, 1976, 1989, 1990, 1992, 1998, 2000, 2003 und 2004. Neben den bereits erwähnten allgemein sehr trockenen Phasen 1983/84 und 1989/93 sieht man deutlich eine Häufung der unerwartet trockenen Sommer in den letzten zehn bis fünfzehn Jahren.

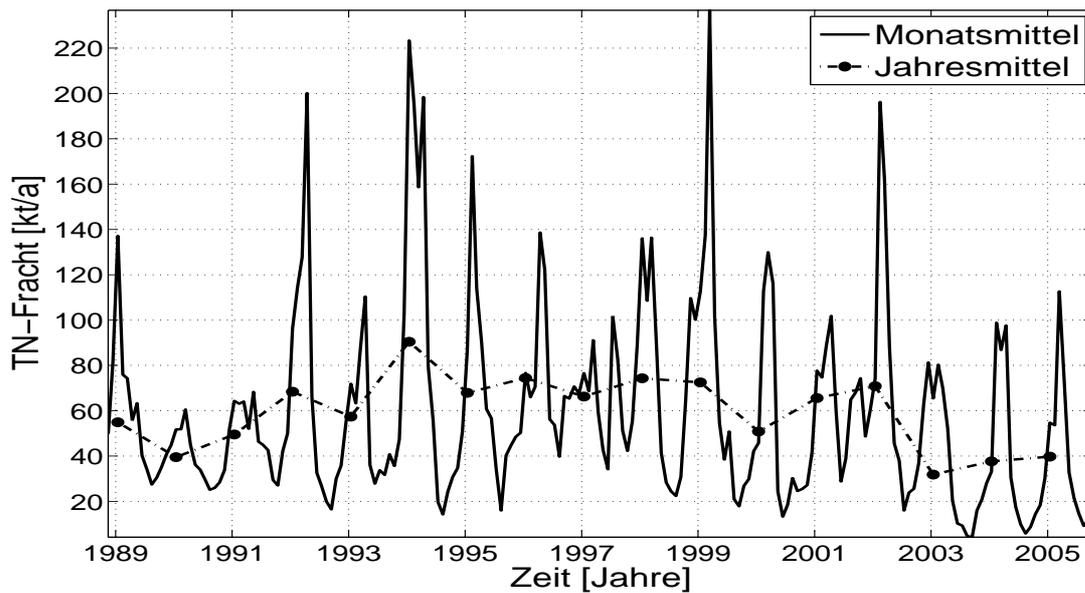


Abbildung 21: Zeitlicher Verlauf der mittleren Monats- und Jahresfracht des Gesamtstickstoffs (TN) von 1989 bis 2005. Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW.

6.1.2 Nährstofffracht

In Abbildung 21 ist der Verlauf der Stickstofffracht von 1989 bis 2005 dargestellt. Die Jahresfracht erreichte 1994 mit 90 kt ihr Maximum und fiel danach erst langsam und von 2002 auf 2003 sprunghaft ab (Minimum 2003 mit knapp 32 kt). Bei der Betrachtung der Monatsfrachten fällt auf, dass die typischerweise erhöhte Winterfracht 1990 und 1991 sehr gering ausfällt (Peak bei 60.6 kt/a bzw. 68.3 kt/a). Extrem hoch ist sie mit 237 kt/a im Winter 1999, sowie 1994, 1992 und 2002 (223 kt/a, 198 kt/a, 196 kt/a). Deutlich sichtbar ist auch die erhöhte TN-Fracht während der Oderflut von 102 kt/a im Juli 1997. Frachten von unter 10 kt/a wurden in den Sommern 2003 (Minimum von 4.2 kt/a im September), 2004 (5.9 kt/a im August) und 2005 (9.2 kt/a im August) erreicht.

Nach Anwendung der SSA auf die beschriebenen Monatsfrachten und anschließender Subtraktion der Rekonstruierten aus Jahres- und Halbjahresgang vom Originalsignal liefert der zweite SSA-Durchlauf nur eine signifikante EOF. Die zugehörige RC ist in Abbildung 22 dargestellt und zeigt den Langzeittrend, wonach die TN-Fracht von 1989 bis 1994 ansteigt, von 1994 bis 1998 relativ konstant bleibt und ab 1999 wieder abfällt.

Abbildung 23 zeigt die durch 2fache Anwendung der SSA und jeweilige Auswahl der signifikanten Komponenten rekonstruierte Zeitreihe; Abbildung 24 zeigt die Restkomponente nach Abzug des Jahres-/Halbjahresgangs und der Langen Komponente, plus eine Unterteilung in Winter- (schwarz) und Sommermonate (grau). Erwartungsgemäß verbleiben die extrem hohen Winterfrachten der Jahre 1994, 1999, 1992 und 2002 als relative Extrema. In allen anderen Wintern lagen die monatlichen Frachten vorwiegend unterhalb der Rekonstruierten, durchgängig war dies nur 1989/90 und 90/91 der Fall. Eine zu hohe Fracht wurde in den Sommern 1997, 2001 und 1996 festgestellt. Während der Sommer 1993 erst eine zu geringe dann eine zu große Fracht aufwies, waren die Sommer 2000 und 2003, sowie auch 2004, allgemein frachtarm.

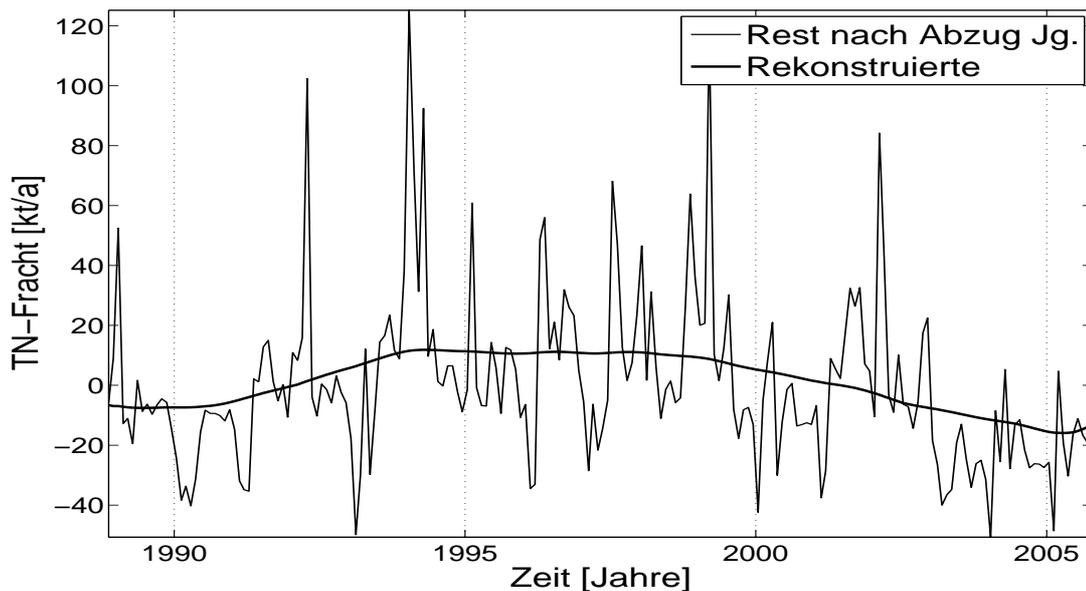


Abbildung 22: TN-Fracht-SSA: Rekonstruierte Lange Komponente aus zweitem SSA-Durchlauf und Restkomponente des ersten Durchlaufs. Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW.

In der Annahme, dass eine längere Zeitreihe mehr Aufschlüsse über die Langzeitdynamik der Stickstofffracht offenbart, wurde ebenfalls die Zeitreihe der Fracht des anorganischen gelösten Stickstoffs (DIN) untersucht, für die ab 1975 Daten vorliegen. Bereits bei der Betrachtung der Jahresfrachten (Abb. 25) erkennt man eine Schwingung mit maximalen Frachten 1981 (84.6 kt), 1987 (75 kt) und 1994 (67.8 kt), sowie minimalen 1978 (38.2 kt), 1984 (35.6 kt), 1990 (26.6 kt) und 2003 (25.3 kt). Die größten Monatsfrachten wurden im März der Jahre 1979 (214 kt/a) und 1999 (202 kt/a) erreicht. Eine auffällig geringe Winterfracht liegt in den Jahren 1978, 1984, 1990 und 1991 vor; die niedrigsten Sommerfrachten von unter 1 kt/a in den Jahren 2003, 2004, 1992 und 2000.

Die von der SSA herausgefilterte Langzeitkomponente ist in Abbildung 26 wiedergegeben. Sie zeigt eine klare Schwingung in den Jahren 1975 bis 1994, in den Jahren danach ist ein leicht abnehmender Trend sichtbar. Die Periodendauer wurde als Zusammensetzung aus ca. 6.6 und 14 Jahren bestimmt. Durch Langzeitkomponente, Jahres- und Halbjahresgang wird die Originalzeitreihe der DIN-Fracht gut wiedergegeben (Abb. 27).

Bei der Restkomponente (Abb. 28) fällt als verbleibende Abweichung zuerst der Winter 1978/79 ins Auge, dessen März-Fracht knapp 120 kt/a größer war als erwartet. Die Tatsache, dass die Februar-Fracht des selben Jahres um 60 kt/a zu gering erscheint, ist darauf zurückzuführen, dass die SSA den steilen Anstieg von Februar zu März nicht erfassen kann. Dies zeigt sich auch an der negativen Restkomponente des Februars 1976, 1985 und 2005. Breitere negative Peaks deutet auf eine insgesamt zu geringe Fracht hin, wie für die Winter 1990, 1993, 1991.

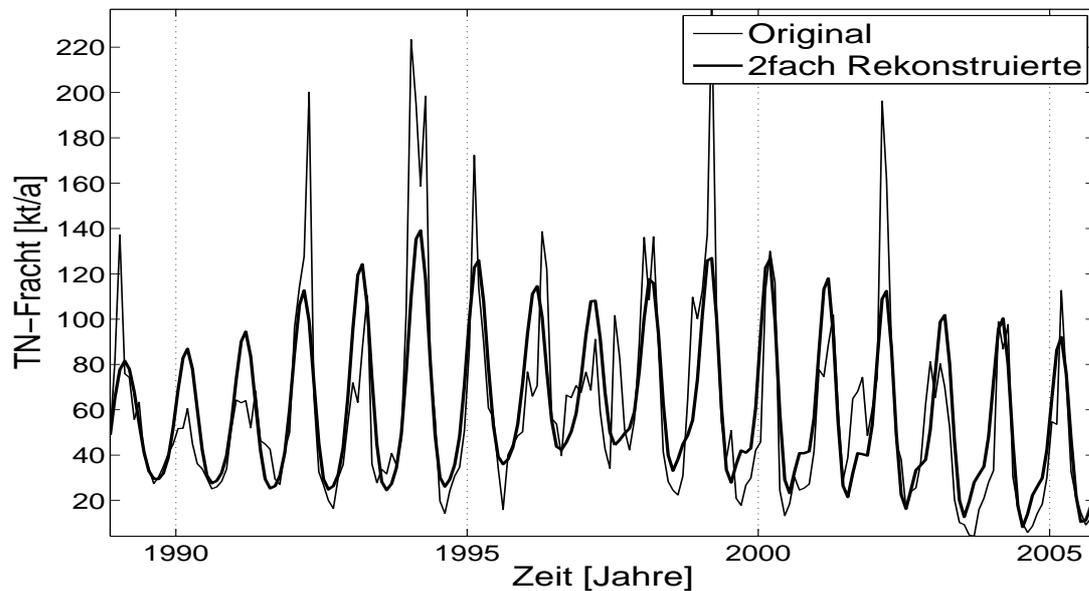


Abbildung 23: TN-Fracht-SSA: Rekonstruierte Zeitreihe aus Jahres- und Halbjahresgang sowie Langer Komponente nach 2facher SSA und Original-Zeitreihe. Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW.

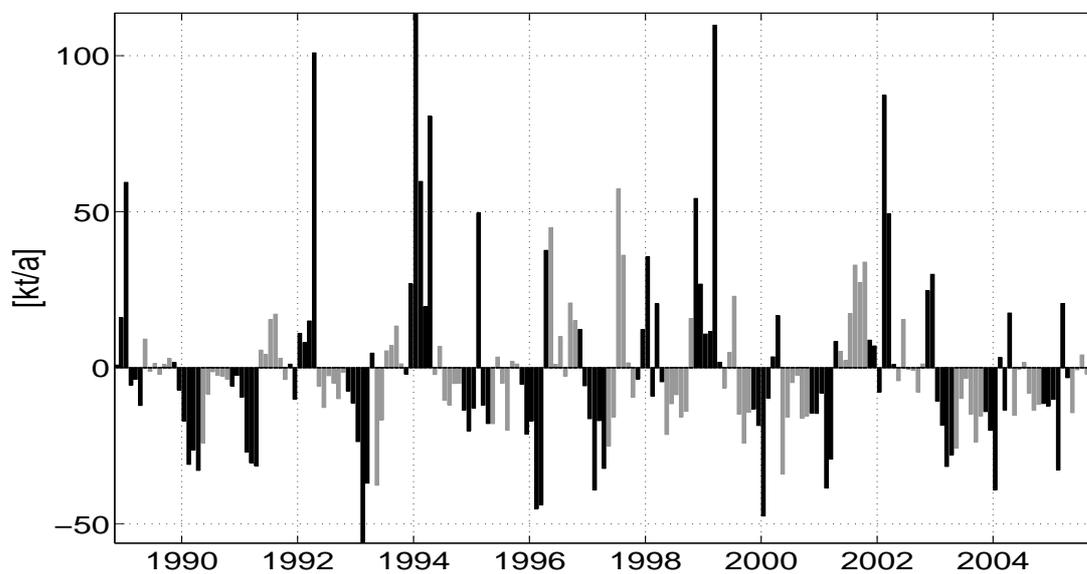


Abbildung 24: TN-Fracht-SSA: Restkomponente nach 2facher SSA, Wintermonate (November bis April) schwarz und Sommermonate (Mai bis Oktober) grau dargestellt. Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW.

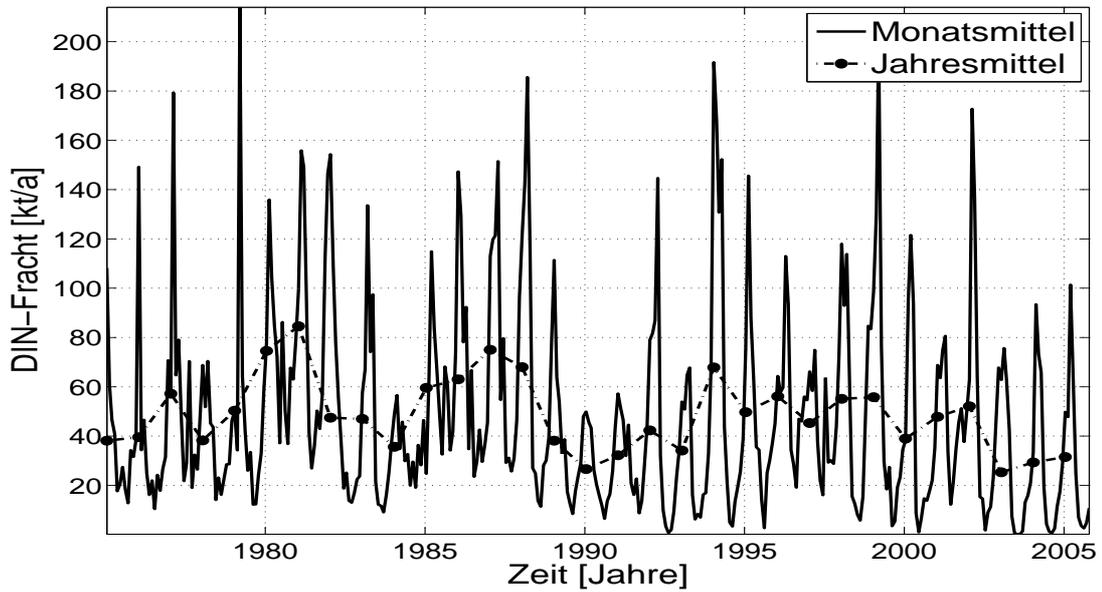


Abbildung 25: Zeitlicher Verlauf der mittleren Monats- und Jahresfracht des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) von 1975 bis 2005. Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW.

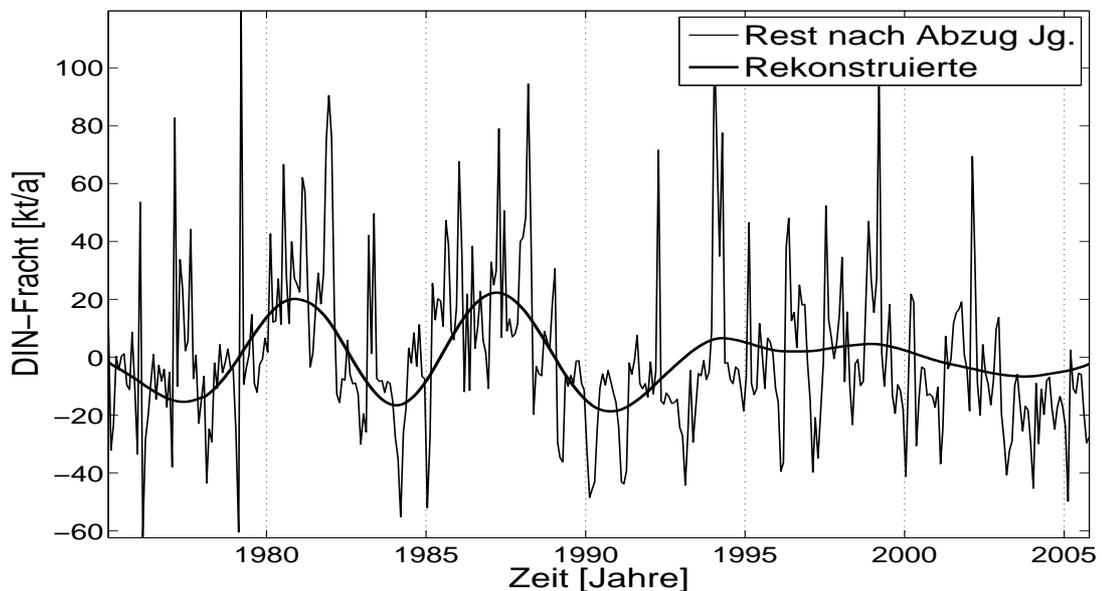


Abbildung 26: DIN-Fracht-SSA: Rekonstruierte Lange Komponente aus zweitem SSA-Durchlauf und Restkomponente des ersten Durchlaufs. Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW.

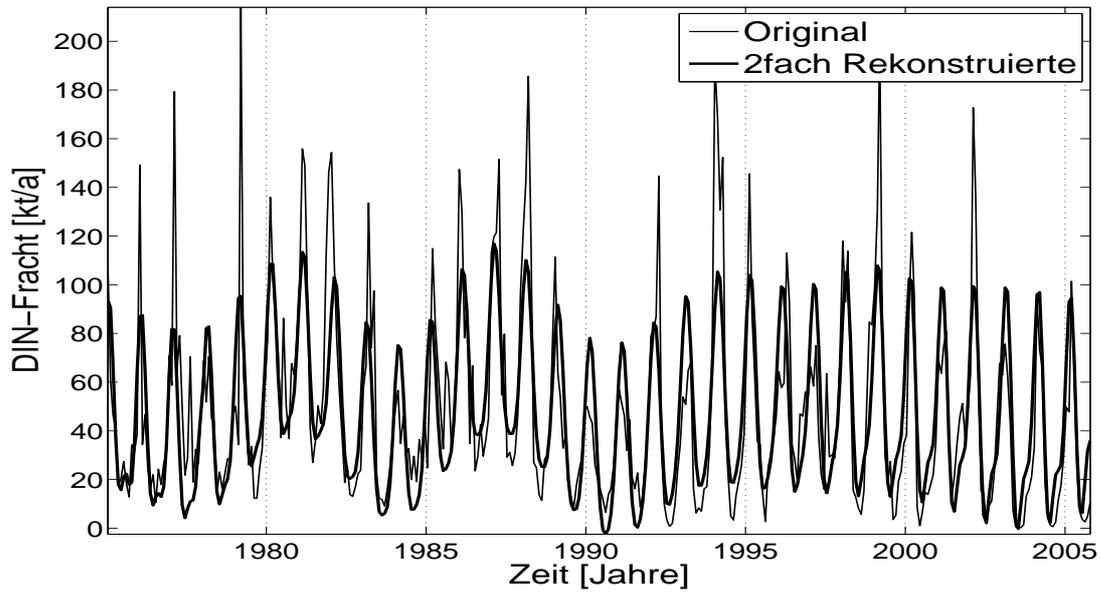


Abbildung 27: DIN-Fracht-SSA: Rekonstruierte Zeitreihe aus Jahres- und Halbjahresgang sowie Langer Komponente nach 2facher SSA und Original-Zeitreihe. Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW.

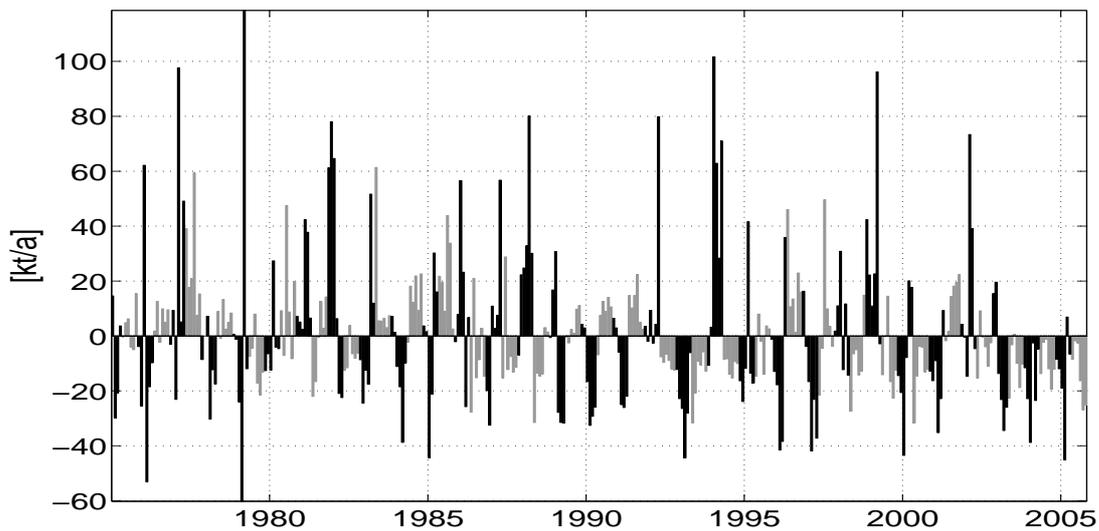


Abbildung 28: DIN-Fracht-SSA: Restkomponente nach 2facher SSA, Wintermonate (November bis April) schwarz und Sommermonate (Mai bis Oktober) grau dargestellt. Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW.

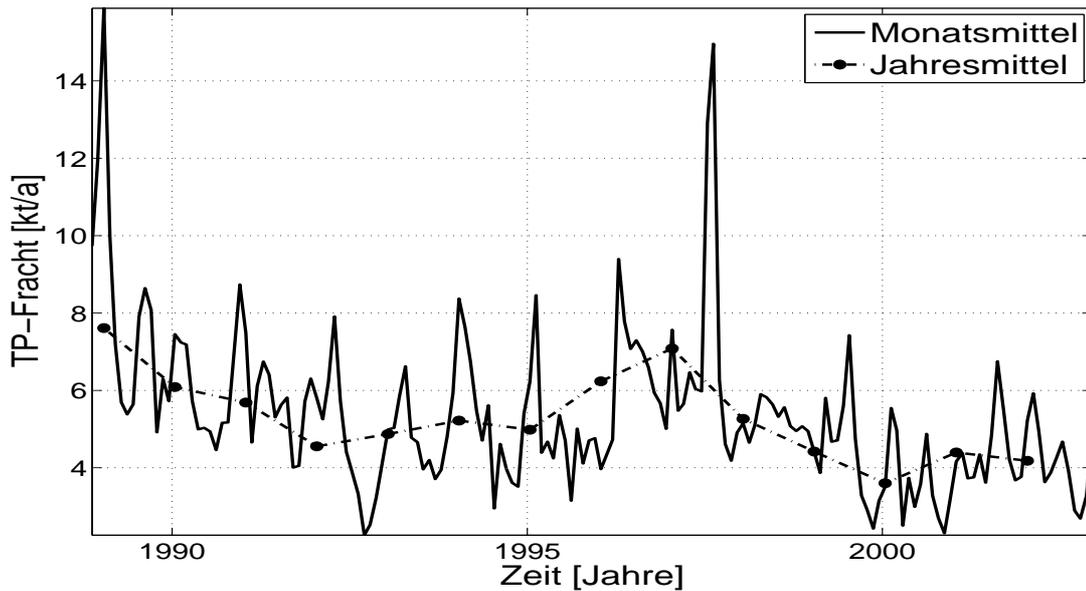


Abbildung 29: Zeitlicher Verlauf der mittleren Monats- und Jahresfracht des Gesamt-Phosphors (TP) an der Station Krajnik Dolny von 1989 bis 2002. Daten: WIOS Stettin, IMGW.

Bei der Zeitreihe der Gesamt-Phosphor-Fracht an der Station Krajnik Dolny (Abb. 29) ist trotz eines Wiederanstiegs 1996 und 1997 insgesamt eine Abnahme der Fracht im Zeitraum 1989 bis 2002 zu erkennen. Die maximalen Jahresfrachten von 7.6 kt und 7.1 kt liegen in den Jahren 1989 und 1997, die minimale von 3.6 kt im Jahr 2000. Bei Betrachtung der Monatsfrachten fällt wiederum der August 1997 mit einer TP-Fracht von 15.0 kt/a ins Auge, sowie der Januar 1989 mit 15.9 kt/a. Monatsfrachten von unter 2.5 kt/a wurden im September 1992, November 2000 und 1999 festgestellt.

Bei Anwendung der SSA konnte erst nach Herausfilterung einiger dominanter EOFs mit Frequenzen im Bereich von 1.5 bis 3.5 Zyklen pro Jahr (u. a. Halb- und Dritteljahresgang; siehe Frequenzspektrum in Abb. 30), ein Jahresgang und eine Langzeitkomponente erkannt werden. Letztere ist in Abbildung 31 wiedergegeben.

Die rekonstruierte Zeitreihe aus allen erwähnten Komponenten ist in Abbildung 32 abgebildet, die daraus resultierende Restkomponente in Abbildung 33. Als neues Extremum gegenüber der Originalzeitreihe erscheint hier der August 1995 mit einer Abweichung von -2.4 kt/a.

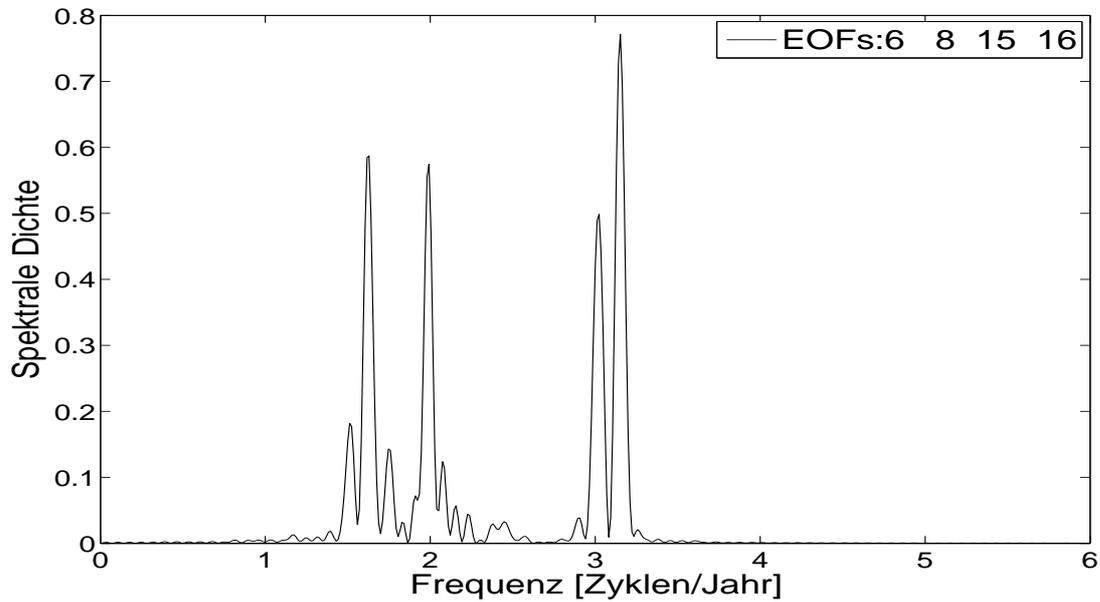


Abbildung 30: TP-Fracht-SSA: Frequenzspektrum der signifikanten EOFs des ersten SSA-Durchlaufs; vier dominante Frequenzen ähnlicher spektraler Dichte, u. a. 2 und 3 Zyklen pro Jahr. Daten: WIOS Stettin, IMGW.

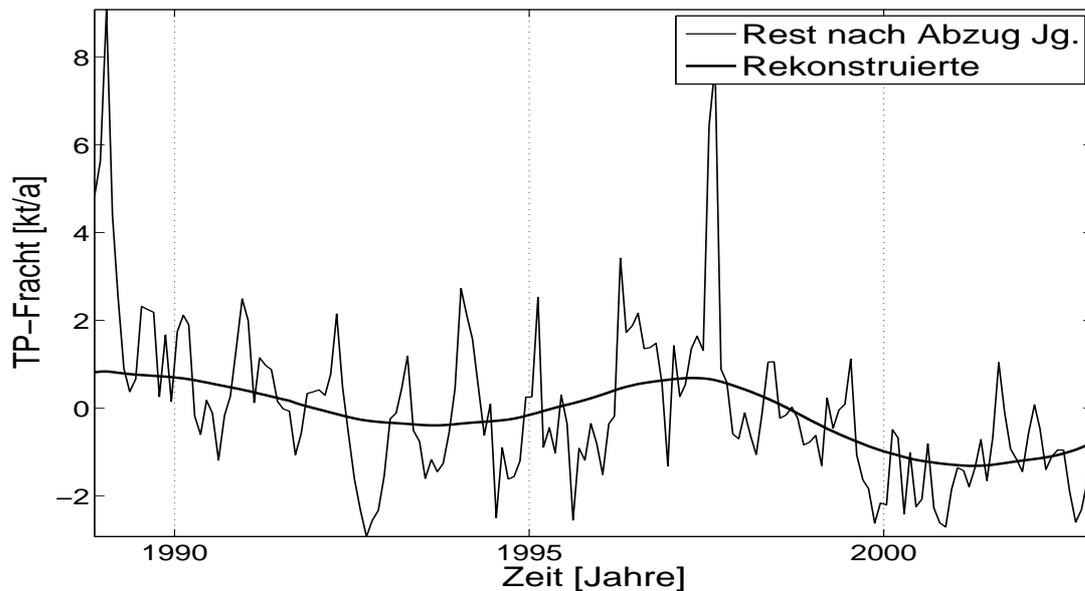


Abbildung 31: TP-Fracht-SSA: Rekonstruierte Lange Komponente aus zweitem SSA-Durchlauf und Restkomponente des ersten Durchlaufs. Daten: WIOS Stettin, IMGW.

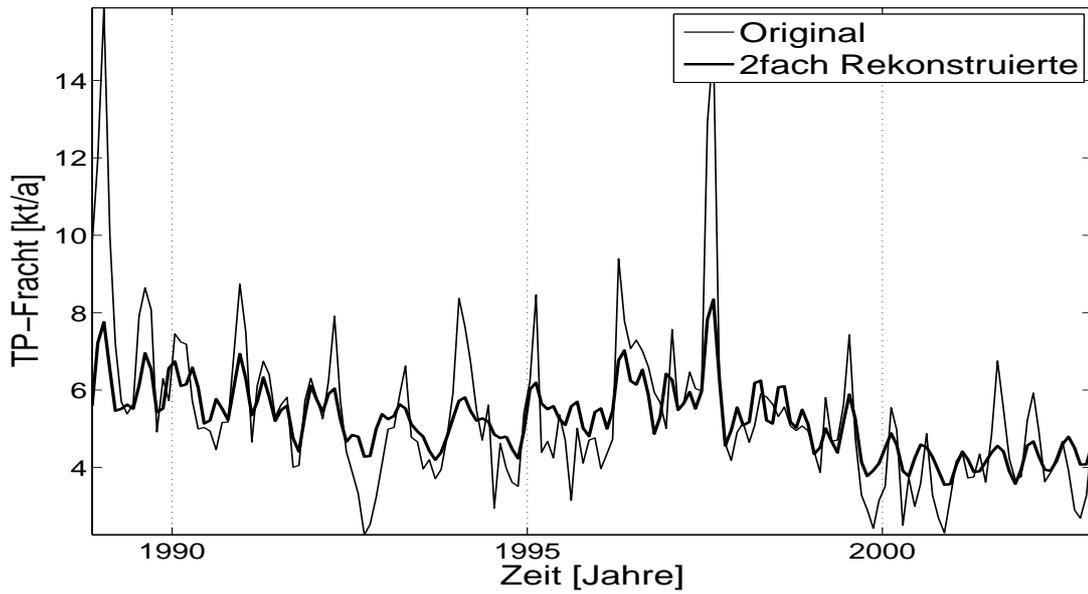


Abbildung 32: TP-Fracht-SSA: Rekonstruierte Zeitreihe nach 2facher SSA und Original-Zeitreihe. Daten: WIOS Stettin, IMGW.

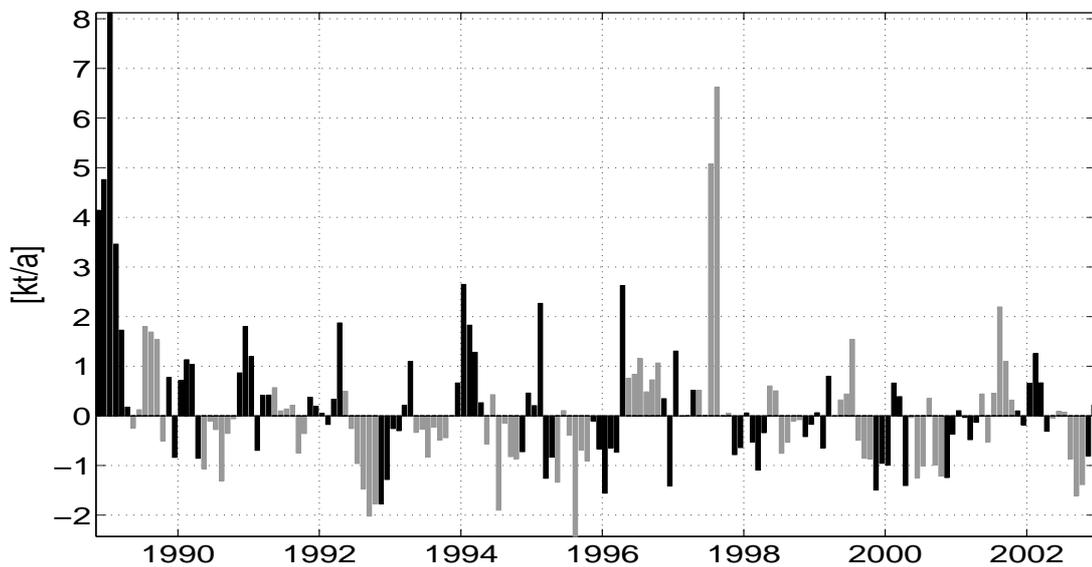


Abbildung 33: TP-Fracht-SSA: Restkomponente nach 2facher SSA, Wintermonate (November bis April) schwarz und Sommermonate (Mai bis Oktober) grau dargestellt. Daten: WIOS Stettin, IMGW.

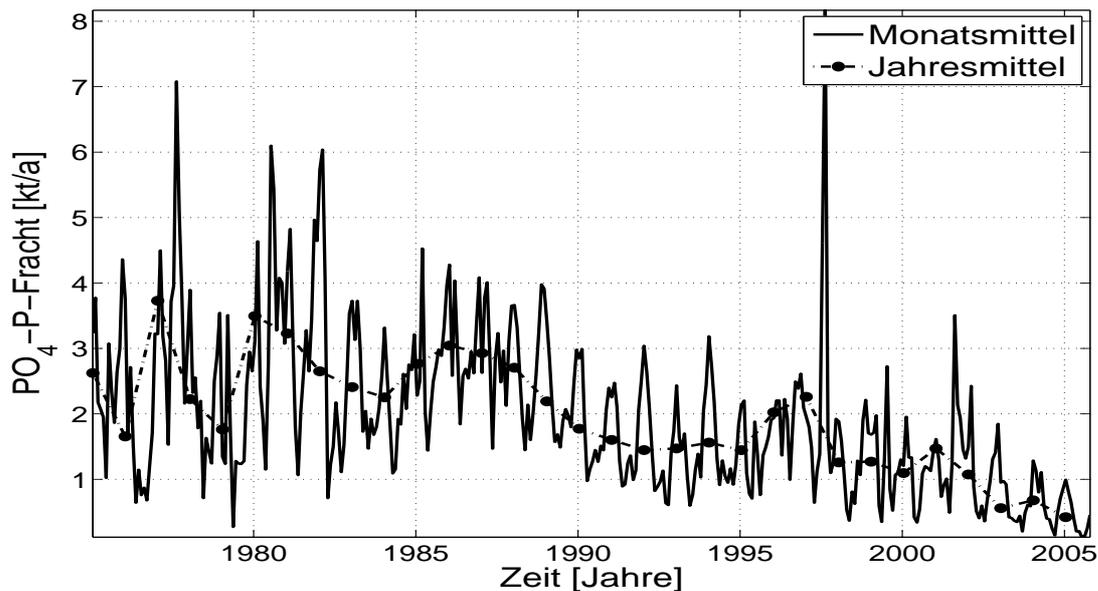


Abbildung 34: Zeitlicher Verlauf der mittleren Monats- und Jahresfracht des Phosphat-Phosphors ($\text{PO}_4\text{-P}$) von 1975 bis 2005. Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW.

Der Verlauf der Phosphat-P Fracht von 1975 bis 2005 ist in Abbildung 34 dargestellt. Dabei fällt auf, dass die Jahresfrachten vor 1980 wesentlich stärker schwanken als danach. Insgesamt ist eine deutliche Abnahme der Fracht über den Untersuchungszeitraum zu verzeichnen. Die maximalen Jahresfrachten werden 1977 (3.7 kt) und 1980 (3.5 kt) erreicht, weitere Peaks liegen in den Jahren 1986 (3.0 kt) und 1997 (2.3 kt). Seit dem Jahr 2003 liegen die $\text{PO}_4\text{-P}$ Jahresfrachten erstmals unter 1 kt.

Auch in den Monatsfrachten sind in den ersten Jahren der Zeitreihe (bis ca. 1982) größere Schwankungen sichtbar als danach; in den Jahren 1980 bis 1982 um teilweise 5 kt/a innerhalb von zwei Monaten. Auffällig ist die extrem hohe $\text{PO}_4\text{-P}$ Fracht von 8.2 kt/a im August 1997, sowie die Sommer 1977 (7.1 kt/a) und 1980 (6.1 kt/a) und der Februar 1982 (6.0 kt/a). Ebenfalls erhöht ist der Wert von 3.5 kt/a im August 2001. Ein herausstechendes Minimum neben den Sommern 2003 bis 2005 liegt im Mai 1979 bei 0.3 kt/a.

Bei der $\text{PO}_4\text{-P}$ Fracht werden bei der SSA bereits im ersten Durchlauf sowohl eine lange Komponente (Abb. 35) als auch der Jahres- und Halbjahresgang als signifikante Komponenten erkannt. Die resultierende Restkomponente ist in Abbildung 36 dargestellt. Die bereits bei der Originalzeitreihe ausgemachten Monatsmaxima bleiben die höchsten. Bei den Minima relativieren sich die Sommer der letzten Jahre, dafür erscheinen die Abweichung des Sommers 1976 und des Winters 1978/79 um so extremer.

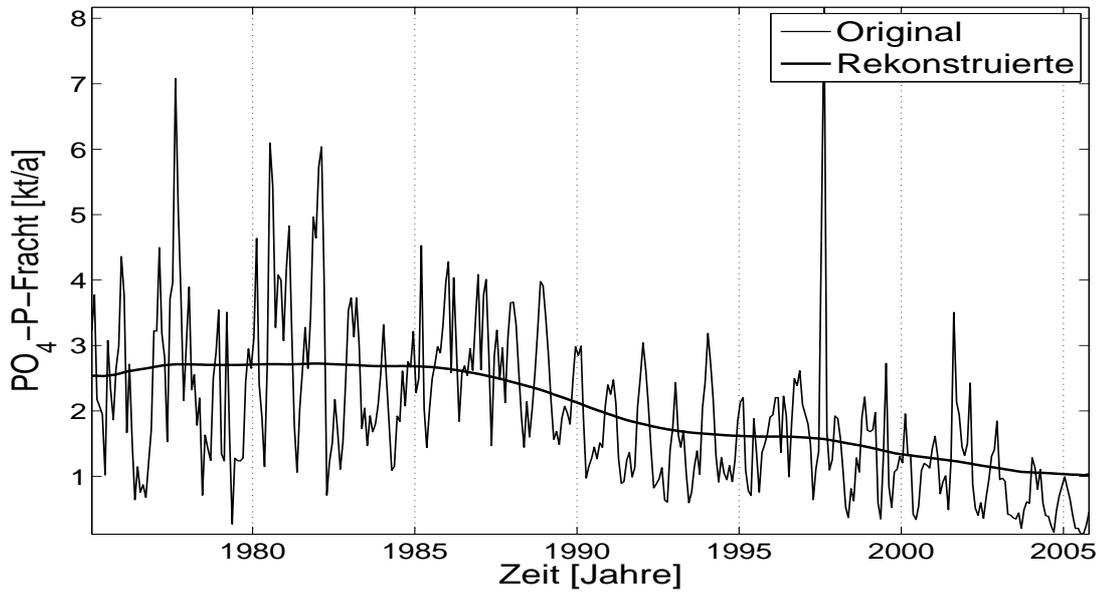


Abbildung 35: $\text{PO}_4\text{-P-Fracht-SSA}$: Rekonstruierte Lange Komponente aus zweitem SSA-Durchlauf und Restkomponente des ersten Durchlaufs. Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW.

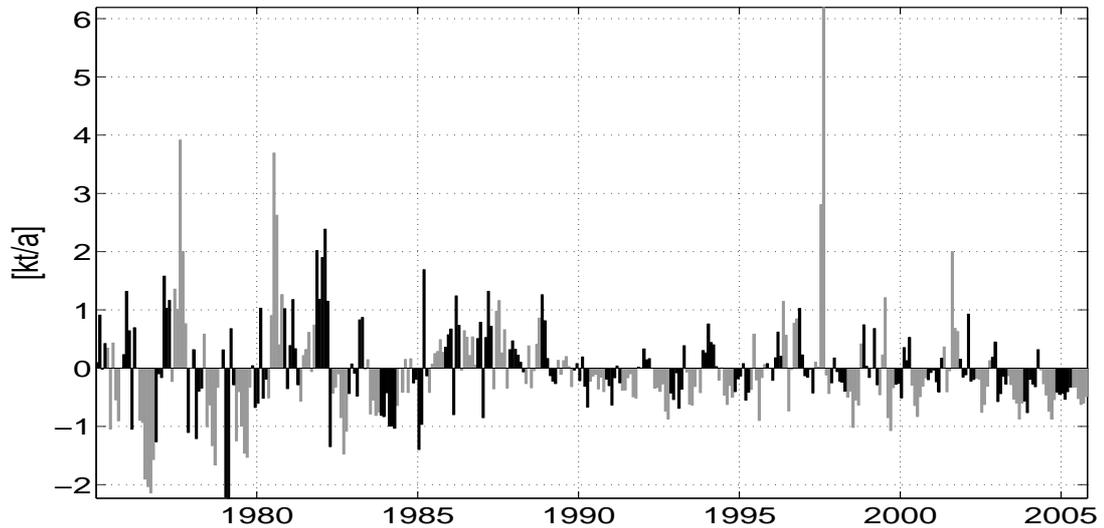


Abbildung 36: $\text{PO}_4\text{-P-Fracht-SSA}$: Restkomponente nach 2facher SSA, Wintermonate (November bis April) schwarz und Sommermonate (Mai bis Oktober) grau dargestellt. Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW.

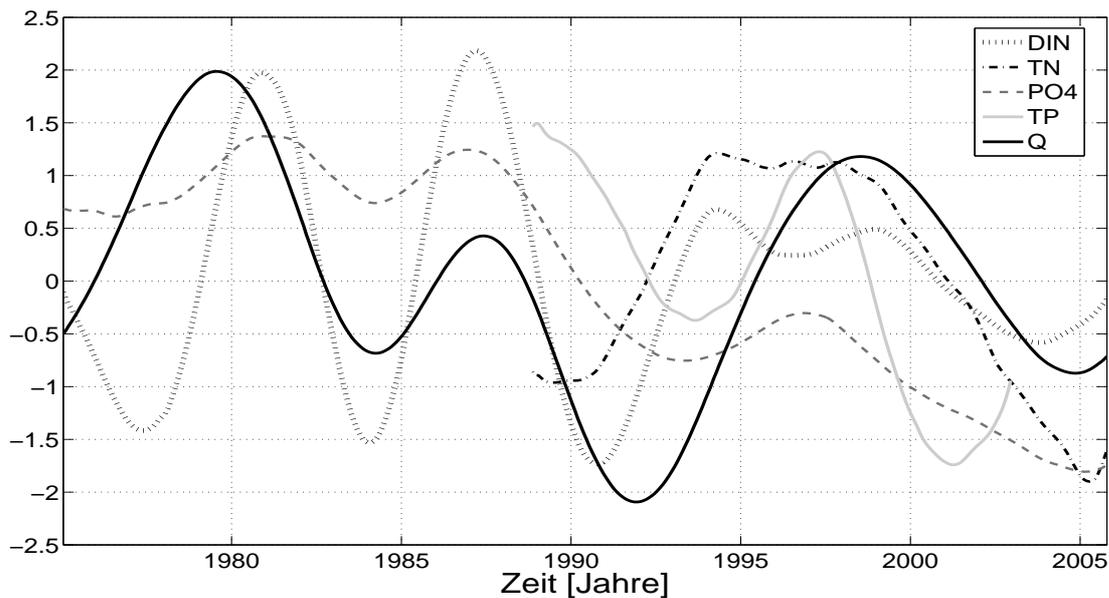


Abbildung 37: Vergleich der Langen Komponenten des Abflusses (Q) und der Frachten an gelöstem anorganischen Stickstoff (DIN), Gesamt-Stickstoff (TN), Phosphat-Phosphor ($\text{PO}_4\text{-P}$) und Gesamt-Phosphor (TP). Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW.

Der Vergleich der Langzeitdynamiken der Frachtparameter und des Abflusses erfolgt anhand von Abbildung 37. Insgesamt weisen alle Langen Komponenten große Ähnlichkeiten auf. Abfluss, DIN-Fracht und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Fracht zeigen je zwei kurze und eine lange Schwingung. Die Amplituden bei DIN und Abfluss sind, abgesehen von der mittleren Schwingung, bei der die des DIN wesentlich größer ist, ungefähr gleich. Die Schwingung der Langen Komponente der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Fracht hingegen verläuft viel gedämpfter und wird von einer starken linearen Abnahme überlagert. TN zeigt für den vorhandenen Zeitraum fast die gleiche Dynamik wie DIN, sinkt jedoch in den letzten Jahren stärker ab. Die Lange Komponente des TP erscheint gegenüber dem $\text{PO}_4\text{-P}$ in der Periode gestaucht, endet allerdings auch drei Jahre früher.

6.2 Vergleich der Nährstoffdynamik in Oder und Stettiner Haff

Im Folgenden wird auf die Zusammenhänge der Nährstoffdynamik in der Oder und im Stettiner Haff eingegangen. Für eine erste Gegenüberstellung des zeitlichen Verlaufs wurden die Zeitreihen der Station Kleines Haff Mitte (KHM) und der Oder gemeinsam geplottet (Abb. 38, 39, 40 und 41). Die Langzeitdynamik wird durch Gegenüberstellung der Langen Komponenten der Haffkonzentrationen aller Stationen und der Oderfracht des untersuchten Parameters visualisiert (Abb. 42, 43, 44, und 45). Als letztes werden die Kreuzkorrelationsfunktionen der dargestellten Langen Komponenten jeweils einer Haffstation gegenüber der Oderfracht untersucht.

Die Konzentration an Gesamt-Stickstoff im Haff (KHM) und die Gesamt-Stickstoff-Oderfracht weisen einen ähnlichen Jahresgang auf (Abb. 38). Es ist durchaus zu erkennen, dass in Wintern erhöhter Fracht (1991/92, 1993/94, 1998/99) auch die Haff-Konzentration ansteigt (im Winter 2001/02 wurde KHM nicht beprobt). Die hohen Winterkonzentrationen der Jahre 1988/89 und insbesondere 1989/90 lassen sich jedoch nicht auf die Oderfracht, welche in letzterem Winter eine extrem niedrige Fracht aufwies, zurückführen. Ebenso lässt sich kein durchgängiger Zusammenhang zwischen Haff-Sommerkonzentration und Oderfracht erkennen, weder zur Sommerfracht noch zum Ausmaß der jeweils vorausgegangenen Winterfracht. Die durch die Oderflut im Sommer 1997 stark erhöhte TN-Fracht spiegelt sich in den TN-Konzentrationen bei KHM gut wieder.

Der Verlauf von DIN-Konzentration und -fracht sind ebenfalls sehr ähnlich (Abb. 39). Die relative Höhe der Oder-Winterfracht entspricht größtenteils der der Haff-Konzentration. Eine Ausnahme bilden die Jahre 1985/86 und 1986/87, in denen die Konzentration relativ gesehen höher ausfiel, sowie 1998/99, 2001/02 mit einer geringeren Konzentration. In den Wintern 1975/76, 1981/82 und 1995/96 lässt sich letzteres nicht überprüfen, da die Haffstation zu Zeiten des Frachtmaximums nicht beprobt wurde. Im Sommer erreichen die DIN-Konzentrationen im Haff in fast allen Jahren des Untersuchungszeitraums Werte nahe Null, während dies bei der Oderfracht erst ab 1992 gelegentlich vorkommt. Der auffällig hohen Haffkonzentration im Sommer 1987 steht eine zwar relativ hohe aber bereits in anderen Jahren (u. a. im Jahr zuvor) erreichte Oderfracht gegenüber. Die Oderflut ist in den KHM-Werten der DIN-Konzentration nicht sichtbar.

Bei der Gegenüberstellung des zeitlichen Verlaufs des Gesamt-Phosphors im Kleinen Haff und in der Oder (Abb. 40) fallen als gute Übereinstimmung ausschließlich die stark erhöhten Werte des Hochwassers vom Juli/August 1997 ins Auge. Davon abgesehen ist die Dynamik sehr unterschiedlich, und insbesondere die hohen Sommerkonzentrationen im Haff in den Jahren 1989, 1990 und 1991 setzen sich ab.

Beim Phosphat-P (Abb. 41) fallen ebenfalls die Sommer 1983, 1989, 1990 und 1991, sowie in geringerem Maße auch 1976, 1982 und 1988, auf. Einzig die hohen Sommerkonzentrationen während der 1997er Oderflut finden eine genaue Entsprechung in der Oderfracht. Letztere nimmt Ende der 1980er / Anfang der 1990er stark ab. Obwohl im Haff bereits seit 1975 regelmäßig Konzentrationen nahe Null erreicht werden, sieht man auch im Kleinen Haff Mitte der 1990er eine Verminderung der Phosphatkonzentrationen.

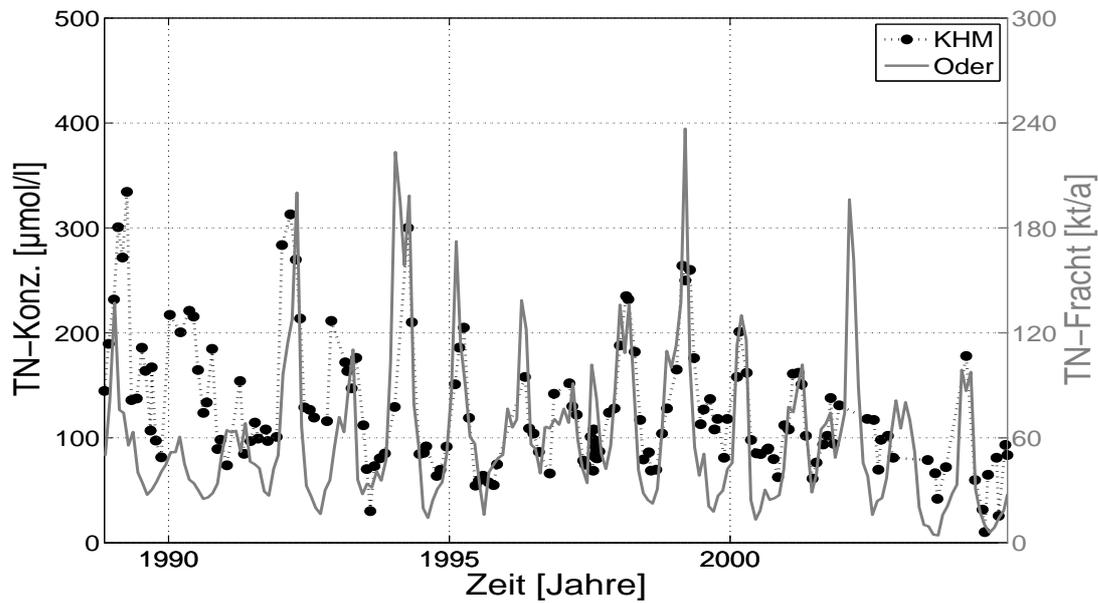


Abbildung 38: Zeitlicher Verlauf der TN-Fracht der Oder und der TN-Konzentration im Kleinen Haff (Station KHM) von 1989 bis 2005. Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW und Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) Mecklenburg-Vorpommern.

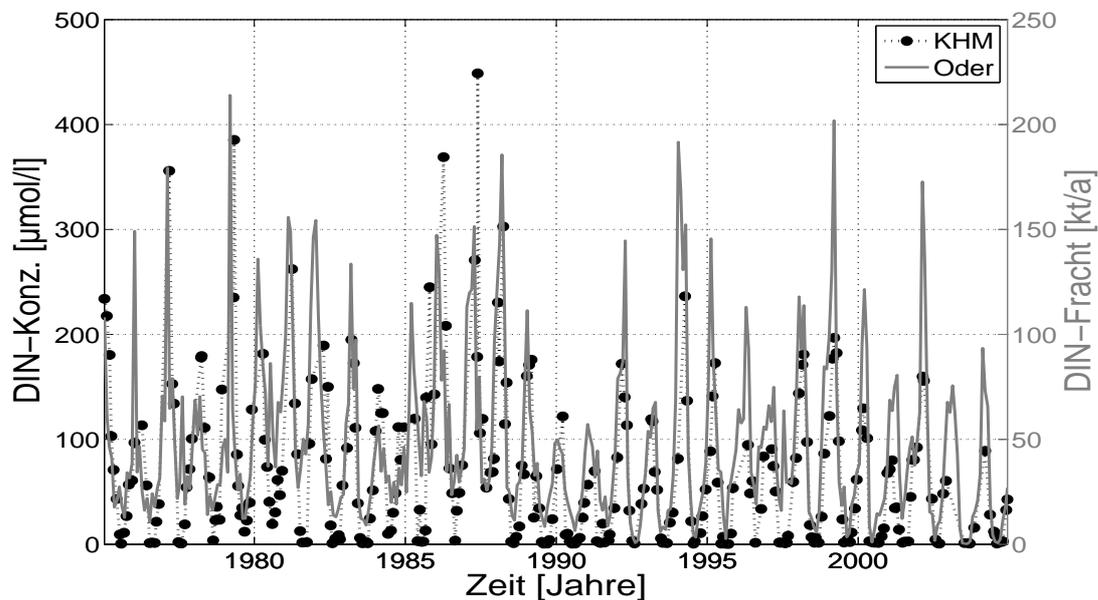


Abbildung 39: Zeitlicher Verlauf der DIN-Fracht der Oder und der DIN-Konzentration im Kleinen Haff (Station KHM) von 1975 bis 2005. Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW und Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) Mecklenburg-Vorpommern.

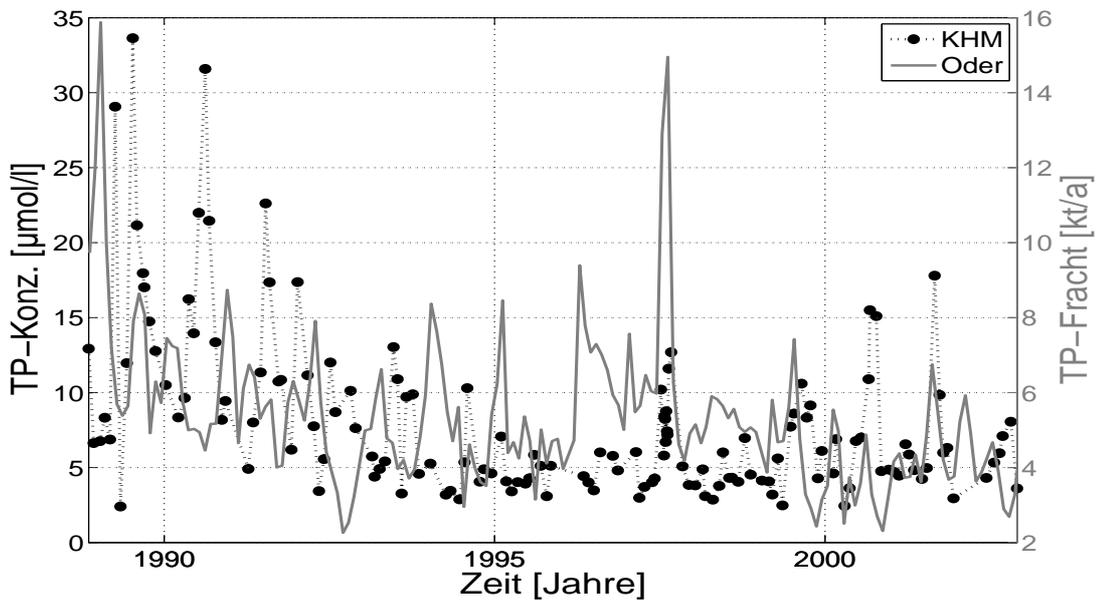


Abbildung 40: Zeitlicher Verlauf der TP-Fracht der Oder und der TP-Konzentration im Kleinen Haff (Station KHM) von 1989 bis 2002. Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW und Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) Mecklenburg-Vorpommern.

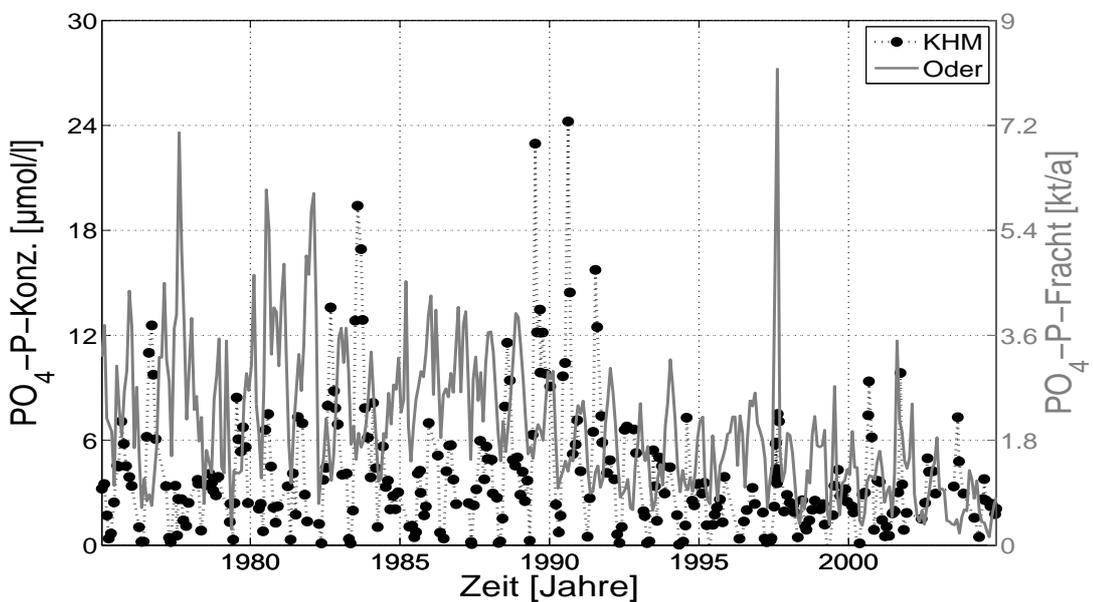


Abbildung 41: Zeitlicher Verlauf der PO_4 -P-Fracht der Oder und der PO_4 -P-Konzentration im Kleinen Haff (Station KHM) von 1975 bis 2005. Daten: LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, WIOS Stettin, IMGW und Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) Mecklenburg-Vorpommern.

Die mit Hilfe der SSA extrahierten **Langen Komponenten** der TN-Konzentrationszeitreihen aller Stationen sind in Abbildung 42 wiedergegeben. Erwartungsgemäß ähneln sich die beiden Stationen des Großen Haffs, C und E, stark mit einem größeren Anstieg um 1985 und einem kleineren um 1996, während im Kleinen Haff (KHM) und in der Oderbucht (OB4) kein erneuter Anstieg in den 90er Jahren sichtbar ist. KHM weist dabei die bei weitem größte Amplitude mit einem starken Abfall von 1988 bis 1994 auf, OB4 verhält sich wesentlich gedämpfter. Da die Zeitreihe der TN-Fracht der Oder erst 1989 beginnt, lässt sich diese nur schwer mit den anderen vergleichen, weist aber ebenfalls den im Großen Haff beobachteten Trend von Anstieg und Abfall seit dem Anfang der 90er auf. Die leicht eckige Struktur der Langen Komponenten von C und E rührt aus der Anwendung der SSA auf Zeitreihen ohne Winterwerte (acht monatiges Jahr, bei dem auf November April folgt).

Bezüglich der Konzentration an gelöstem anorganischem Stickstoff (Abb. 43) zeigt das Große Haff fast die gleiche Dynamik wie bei TN. Kleines Haff, Oderbucht und Oder hingegen, weisen im Zeitraum 1975 bis 1990 zwei große und von 1991 bis 2005 zwei (mehr oder weniger ausgeprägte) kleine Schwingungen auf. Die Lange Komponente der Oderbucht ist der der Oder, abgesehen von einer kleinen zeitlichen Verschiebung in der ersten Hälfte und stärkerer Amplitude in der zweiten, sehr ähnlich. Im Kleinen Haff ist die Amplitude abermals am größten. Man sieht eine deutliche Zweiteilung des Untersuchungszeitraumes, bei der die erste Hälfte der Langen Komponente von KHM tendenziell höher gelegen ist als die der anderen Stationen, die zweite niedriger. Des Weiteren konnte für DIN auch die Lange Komponente der Ostsee-Station O14 bestimmt werden. Sie zeigt ebenfalls die bereits für Oder, Oderbucht und Kleines Haff beschriebene Dynamik, allerdings mit noch geringerer Amplitude und weniger Unterschied zwischen erster und zweiter Hälfte.

Bei der zeitlichen Entwicklung des Gesamt-Phosphors (Abb. 44) sieht man einen deutlichen Unterschied zwischen den Haffstationen und der Oderbucht. In letzter nimmt die TP-Konzentration von 1980 bis 1986 zu, von 1987 bis 1997 um mehr als das Doppelte wieder ab und verbleibt, abgesehen von einem minimalen Aufwärtstrend, auf diesem Niveau. Bei den Haffstationen ist der Konzentrationsverlauf wesentlich variabler, der Anstieg erfolgt wellenweise mit einem ersten Maximum im Jahre 1983 und einem zweiten höher gelegenen 1989 bzw. 1990/91. Während bei KHM danach ebenfalls ein deutlicher Abfall mit leichtem Wiederanstieg ab 1999 zu sehen ist, werden im Großen Haff Ende der 90er Werte der gleichen Größenordnung wie zu Beginn der 80er erreicht. Die Lange Komponente der TP-Oderfracht reicht abermals nur von 1989 bis 2002. Im Abwärtstrend von 1989 bis 1994 stimmt sie sehr gut mit der der Oderbucht überein; von 1995 bis 2000 zeigt sie einen Anstieg und Abfall wie keine der anderen Langen Komponenten.

Die Langen Komponenten der Phosphat-P-Dynamik (Abb. 45) entsprechen denen des Gesamt-Phosphors. Bei den Stationen des Großen Haffs ist am Anfang der Zeitreihe nun ebenfalls ein zweites Maximum hinzugekommen. Im Gegensatz zu KHM liegt dieses allerdings höher als das zweite und entspricht dem allgemeinen Abwärtstrend der PO_4 -P Fracht der Oder. Der bei TP so deutlich sichtbare Anstieg der Fracht um das Jahr 1996 herum ist bei der Analyse der wesentlich längeren PO_4 -Zeitreihe nur als kleine Erhebung erkennbar. Während in Oder und Großem Haff bereits Anfang der 80er ein abnehmender Trend herrscht, steigen in Oderbucht und vor allem Kleinem Haff die Konzentrationen bis zum Ende des Jahrzehnts noch an.

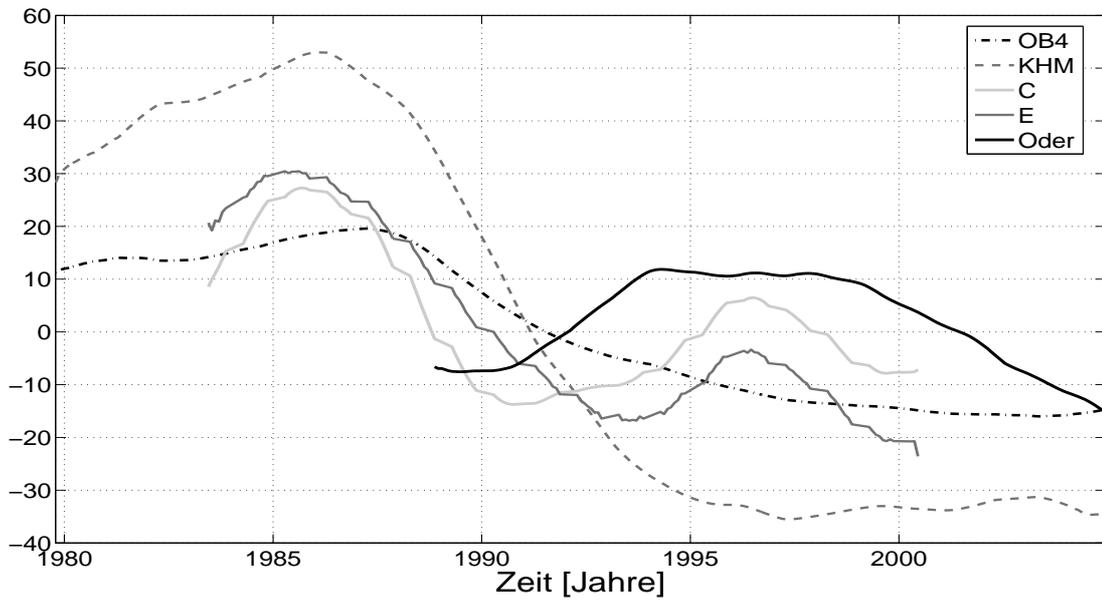


Abbildung 42: Vergleich der Langen Komponenten der TN-Fracht der Oder und der TN-Konzentrationen der Hafstationen C, E und KHM, sowie der Oderbucht OB4. Daten: LUNG, WIOS Stettin, LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, IMGW.

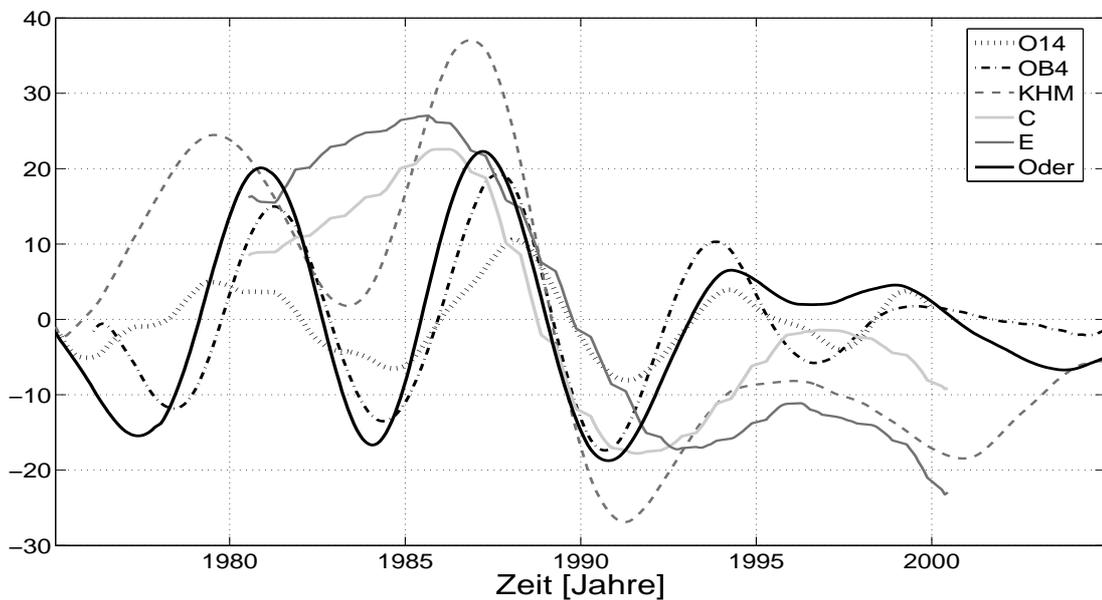


Abbildung 43: Vergleich der Langen Komponenten der DIN-Fracht der Oder und der DIN-Konzentrationen der Hafstationen C, E und KHM, sowie der Oderbucht OB4 und der küstennahen Ostsee O14. Daten: LUNG, WIOS Stettin, LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, IMGW.

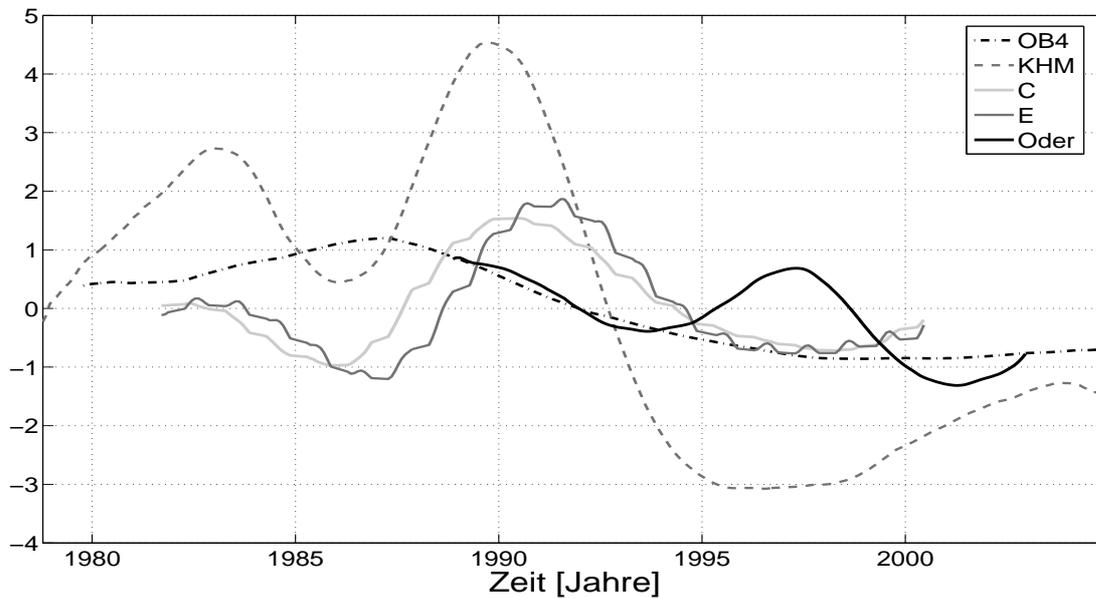


Abbildung 44: Vergleich der Langen Komponenten der TP-Fracht der Oder und der TP-Konzentrationen der Hafstationen C, E und KHM, sowie der Oderbucht OB4. Daten: LUNG, WIOS Stettin, LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, IMGW.

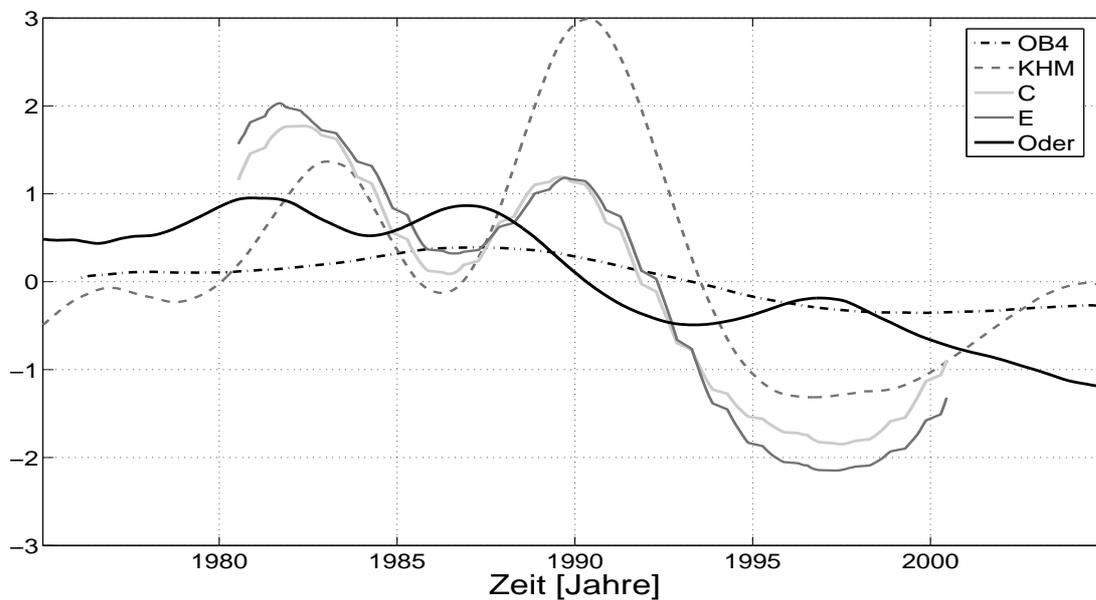


Abbildung 45: Vergleich der Langen Komponenten der PO₄-P-Fracht der Oder und der PO₄-P-Konzentrationen der Hafstationen C, E und KHM, sowie der Oderbucht OB4. Daten: LUNG, WIOS Stettin, LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, IMGW.

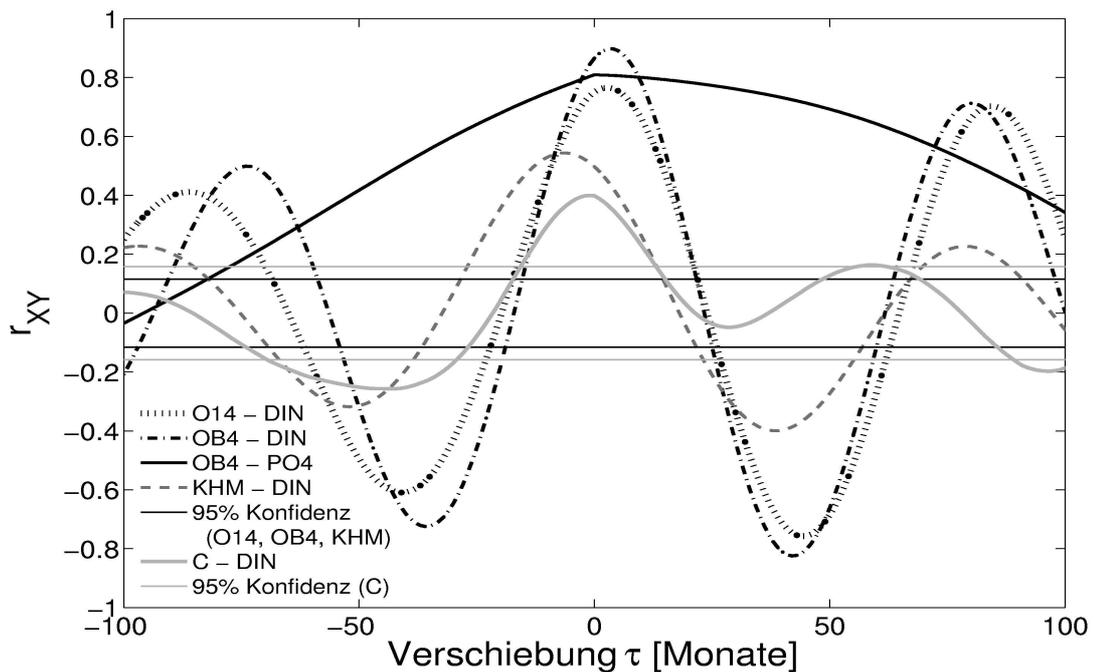


Abbildung 46: Vergleich der Kreuzkorrelationsfunktionen zwischen der DIN-Fracht der Oder und den DIN-Konzentrationen der Haff- und Buchtstationen (E, C, KHM, OB4), sowie zwischen $\text{PO}_4\text{-P}$ -Fracht und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration an der Station OB4; und je nach Länge der Datenreihe der zugehörige 90 %-Konfidenzlevel. Daten: LUNG, WIOS Stettin, LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, IMGW.

Die Aussagekraft der berechneten **Kreuzkorrelationsfunktionen** zwischen den Haffstationen und der Oderfracht wurde bei Gesamt-Stickstoff stark durch die Kürze der Oder-Zeitreihe, welche z. B. mit den Stationen des Großen Haffs nur eine Überschneidung von zwölf Jahren aufweist, vermindert. Die Darstellung der Kreuzkorrelationsfunktion brachte keine Erkenntnisse, die über die bereits bei der Betrachtung der Langen Komponenten (Abb. 42) angestellten hinausführten. Für den anorganisch gelösten Stickstoff wurden die Kreuzkorrelationsfunktionen in Abbildung 46 wiedergegeben. Man sieht, dass die Langen Komponenten aller Stationen mit denen der Oder-DIN-Fracht korrelieren. In Oderbucht und küstennaher Ostsee wird eine zeitliche Verschiebung von zwei bis drei Monaten gegenüber der Oder festgestellt, wohingegen die Dynamik im Kleinen Haff der der Oder vorangeht, und die im Großen Haff ca. gleichzeitig stattfindet. Im Vergleich dazu zeigt die dargestellte Kreuzkorrelationsfunktion des Phosphat-P von Oderbucht und Oder zwar ebenfalls eine Signifikanz bei einer Zeitverschiebung von Null, fällt jedoch zu den Seiten hin langsam ab und weist keine Schwingung auf.

6.3 Analyse des Jahresgangs in Zeitspannen

Um genauer die Veränderungen innerhalb des Jahresgangs der Nährstoffkonzentrationen bzw. -frachten zu untersuchen, wurden mittlere Jahresgänge verschiedener Zeitspannen gebildet und diese in Boxplots dargestellt. Die durch die SSA des Abflusses ermittelte Phasenlänge der Langzeitkomponente von ca. zehn Jahren erschien eine geeignete Zeitspanne für die Mittelung der Oderfrachten zu sein, da jedoch die meisten Parameter nur für den Zeitraum 1980 bis 2003, die Gesamt-N und Gesamt-P der Oder erst ab 1989 zur Verfügung standen, wurden die 24 Jahre in drei Phasen mit jeweils zwischen sechs und neun (je nach Parameter und Station) untersuchten Jahren aufgeteilt.

In den Boxplots der Abbildungen 48 bis 50 markiert die durchgezogene Linie den Median, die Kästen den Abstand zwischen unterem und oberem Quartil (25 % bis 75 %), die gestrichelten Whisker den am weitesten entfernten Messwert innerhalb des 1.5fachen Interquartilabstandes und die Pluszeichen Ausreißer (außerhalb des 1.5fachen Interquartilabstandes).

Die Abbildungen 48 bis 50 zeigen den mittleren Jahresgang der Nährstoffdaten der Stationen Oderbucht4 (OB4), Kleines Haff Mitte (KHM), Grosses Haff Mitte (C), Grosses Haff nahe Odermündung (E) und Oder bei Krajnik Dolny in den drei Zeitspannen 1980 bis 1988, 1989 bis 1995 und 1996 bis 2003. In Abbildung 51 wird die Entwicklung des Abflusses in eben diesen Zeitspannen im direkten Vergleich mit den Nährstofffrachten wiedergegeben. Um die längerfristige Veränderung des Abflusses besser zu veranschaulichen, wurden die Abfluss-Messdaten ferner in Zeitschritten von jeweils zehn Jahren aufgelöst, dargestellt in Abbildung 52.

Bei der Verteilung des Gesamt-Stickstoffs (Abb. 48) sieht man, neben der erwarteten leichten Abnahme der Konzentration von Station E über C hinzu KHM und der wesentlich extremeren zu OB4, auch die Konzentrationsabnahme über den Untersuchungszeitraum. Am deutlichsten ist diese an der Station KHM von Zeitraum 1 auf Zeitraum 2 (für jeden Monat). Insbesondere in den Monaten Februar bis April sowie Oktober bis Dezember hat die TN-Konzentration hier stark abgenommen. Des Weiteren ist die Schwankungsbreite innerhalb des Jahresgangs geringer geworden. Von Zeitraum 2 auf 3 ändert sich am Jahresgang der Station KHM kaum etwas. Gleiches gilt auch für die Oderbucht, in der ebenfalls von 1 auf 2 eine deutliche Reduktion und von 2 auf 3 kaum eine Änderung sichtbar ist. Der Jahresgang in der Oderbucht ist allgemein weniger ausgeprägt als im Haff. Bei der Oder-Stickstofffracht fällt auf, dass diese 1996 bis 2003 um einiges höher ist als 1989 bis 1995, ausgenommen die Monate Mai bis Juli. Außerdem hat sich das Maximum von April deutlich auf März verschoben. In sehr viel abgeschwächter Form ist dies auch an der Station KHM sichtbar. Bei OB4 verbleibt die maximale Konzentration jedoch im April. Und bei E und C lässt sich, aufgrund der fehlenden Märzwerte, außer einer leichten Abnahme der Aprilwerte von Zeitraum 2 auf 3 nichts feststellen.

Der Jahresgang der Oder-DIN-Fracht (Abb. 47) im Zeitraum 1996 bis 2003 entspricht dem der TN-Fracht mit einem extremeren Absinken im Frühsommer. In Zeitspanne 2 hingegen lässt sich bei DIN kein Anstieg von Februar bis März (wie DIN bei 3) oder April (wie TN bei 2) feststellen, sondern die Fracht bleibt von Januar bis April relativ konstant mit leicht abnehmender Tendenz. In Zeitraum 1 sind Frachtmaxima sowohl im Januar als

auch März vorhanden. Insgesamt nimmt die DIN-Fracht von 1980/88 auf 1989/95 stark ab und nimmt danach im Sommer leicht, im Winter mittel und im Frühjahr stark zu. Die Schwankungen innerhalb des DIN-Fracht-Jahresgangs nehmen somit zu, und es bildet sich ein Frühjahrsmaximum heraus. Während die DIN-Konzentration an den Stationen E und C im April recht ähnlich sind, sinken sie bei C im Sommer wesentlich stärker ab. Bei KHM sind die Schwankungen nicht ganz so extrem. In allen Zeitspannen existiert ein deutliches Frühjahrs-Maximum, dessen Wert von Phase 1 zu 2 absinkt und von 2 zu 3 wieder leicht ansteigt. Auffällig ist das frühere Absinken der DIN-Konzentration, sodass in Zeitspanne 2 und 3 bereits im Juni sehr geringe Konzentrationen erreicht werden, welche bis September andauern. Diese Tendenz ist ebenfalls in der Oderbucht bei OB4 zu beobachten. Die von 1989/95 auf 1996/2003 insbesondere im März angestiegene DIN-Oderfracht lässt sich bei KHM nicht und bei OB4 eventuell in geringfügig erhöhten März- und Aprilwerten wiederfinden.

Bei dem in Abbildung 49 dargestellten Gesamt-Phosphor ist an den Stationen OB4 und KHM ebenfalls eine Reduktion über die drei Zeiträume zu erkennen. Bei den Stationen des Großen Haffes hingegen werden in Phase 2 die höchsten Konzentrationen erreicht. Während in der Oderbucht in den Jahren 1980 bis 1988 die maximalen TP-Konzentrationen im Winter (Januar/Februar) auftraten und im August eine sehr hohe Variabilität vorlag, übertrafen in den anderen Zeitspannen die Spätsommerwerte die Winterwerte. Im Kleinen Haff traten in den ersten beiden Phasen insbesondere im Sommer sehr hohe Variabilitäten sowohl innerhalb eines Monats als auch zwischen den Monaten auf, während von 1996 bis 2003 ein recht glatter Jahresgang mit einem Maximum im September zu beobachten ist. In geringerem Maße ist dieser Anstieg der TP-Konzentration im Sommer der dritten Zeitspanne auch in der Oder-TP-Fracht sichtbar. In den vorhergegangenen Jahren (1989 bis 1995) verläuft der Jahresgang hier jedoch gegenläufig mit hoher TP-Fracht im Winter und geringer im Sommer.

Die Oder-Phosphatfracht (Abb. 50) erreicht ihr Minimum stets im Mai, erhöhte Augustwerte (die nicht zu den Ausreißern zählen) kommen erst in der letzten Zeitphase vor, in den anderen beiden war die Phosphatfracht von November bis Februar am höchsten. Der Jahresgang der Phosphat-Konzentration im Haff ist wesentlich extremer als in Oder und Oderbucht. Noch deutlicher als bei TP zeigt sich, dass die sehr variablen, teilweise stark erhöhten Sommerkonzentrationen in der mittleren Zeitspanne nicht nur im Kleinen sondern auch im Großen Haff auftraten. In der Oderbucht treten ab 1989/95 im Frühsommer durchgängig sehr geringe Konzentrationen auf, bei KHM und teilweise auch C im Zeitraum 1996/2003 ebenfalls. In der letzten Phase zeigen sowohl die Haff- als auch Oderbuchtstationen ungefähr den gleichen Verlauf des Jahresgangs.

Der Abfluss der Oder in Phase 2 und 3, dargestellt in Abbildung 51, zeigt den gleichen Jahresgang wie die mitgeführte TN-Fracht, mit dem großen Unterschied, dass er in Phase 3 noch bis zum April stark ansteigt, während die Stickstoff-Fracht bereits wieder absinkt. Entsprechendes gilt ebenfalls für die DIN-Fracht, bei der in allen drei Phasen der Aprilwert bereits wieder unter dem März liegt, die in der Ausprägung des Anstiegs über die Wintermonate jedoch dem Abfluss folgen (augenommen der erhöhte Januar-DIN-Wert im ersten Zeitraum). Dass sowohl DIN- als auch TN-Werte von 1989 bis 1995 im gesamten Jahresgang unter denen der anderen Zeitspannen liegen, korreliert mit dem geringeren Abfluss in dieser Zeit.

Während die Gesamt-Phosphor-Fracht im mittleren Zeitraum ebenfalls einen ähnlichen Jahresgang zeigt wie der Abfluss, verhält sie sich im dritten eher gegenläufig mit den höchsten Werten im Sommer und relativ geringen im Frühjahr. Auch der von 2 zu 3 allgemein größere Abfluss wird bei TP nicht wiedergegeben. Der Phosphat-Jahresgang verläuft weitestgehend unabhängig vom Abfluss, gibt jedoch in Phase 3 die hohen Augustabflüsse wieder.

Der Verlauf des Jahresgangs des Abflusses von 1966 bis 2005 aufgeteilt in Zeitspannen von jeweils zehn Jahren (Abb. 52) zeigt eine Verschiebung des Maximums. Im Zeitraum 1966 bis 1975 sind die Monate Februar, März und April ungefähr gleich abflussreich, wobei die Februarwerte eine sehr große Streuung aufweisen. Von 1976 bis 1985 liegt der Median des Februar-Abflusses um über $100 \text{ m}^3/\text{s}$ niedriger, während März und April denen des vorherigen Zeitraums entsprechen (ganz minimaler Anstieg des März-Medians). Der restliche Jahresgang ist in beiden Jahrzehnten sowohl in Verlauf als auch Menge ähnlich. Die Streuung der Werte von August bis November ist allerdings in Phase 2 größer (insbesondere im August), und der Dezember-Median liegt um einiges höher. Der Zeitraum von 1986 bis 1995 sticht dadurch heraus, dass er insgesamt trockener war als die anderen drei. Außerdem liegt hier der Median der Märzwerte deutlich unter dem des Aprils, wobei sowohl Februar als auch April eine größere Streuung aufweisen. Im letzten Zeitraum ist das April-Maximum noch deutlicher herausgestellt mit einem kontinuierlichen Anstieg der Mediane von Januar an (mit größerer Streuung im März). Der maximale Monatsabfluss ist ungefähr genau so groß wie 1966/75 und 1976/85, auch die Mediane der Sommermonate entsprechen in etwa denen der ersten beiden Zeitspannen. Auffällig sind die besonders hohen Ausreißer in Juli und August 1996 bis 2005, welche weit über den Sommer-Ausreißern von 1966 bis 1985 liegen. Im Zeitraum 1976/85 sind ferner viele hohe Ausreißer in März und April zu verzeichnen. Die Ausreißer der letzten Zeitspanne sind vermutlich fast alle auf die Oderflut 1997 zurückzuführen. Nimmt man diese als ein Extremereignis außen vor, bleibt also festzustellen, dass sich die sommerlichen Abflüsse von 1966 bis 2005 kaum verändert haben, während in den Wintermonaten anscheinend eine Verschiebung des maximalen Abflusses von Februar/März hin zu März/April stattgefunden hat.

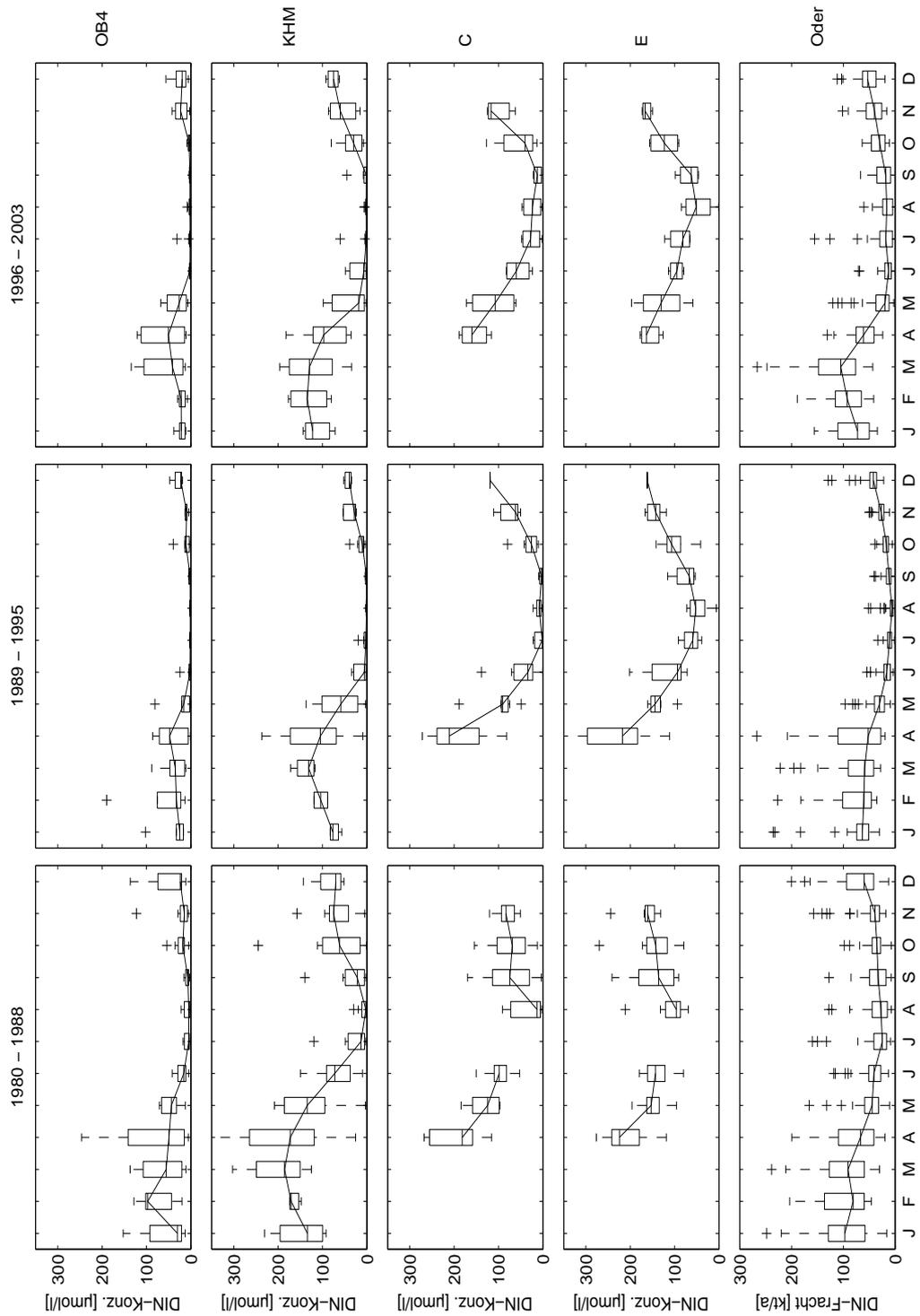


Abbildung 47: Boxplots der mittleren Jahrgänge der DIN-Fracht der Oder und der DIN-Konzentrationen der Stationen E und C (Großes Haff), KHM (Kleines Haff) und OB4 (Oderbucht) in den Zeiträumen 1980-1988, 1989-1995 und 1996-2003; Linie Median, Box 25%-75%, Whisker 1.5facher Interquartilabstand, Plus Ausreißer. Daten: LUNG, WIOS Stettin, LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, IMGW.

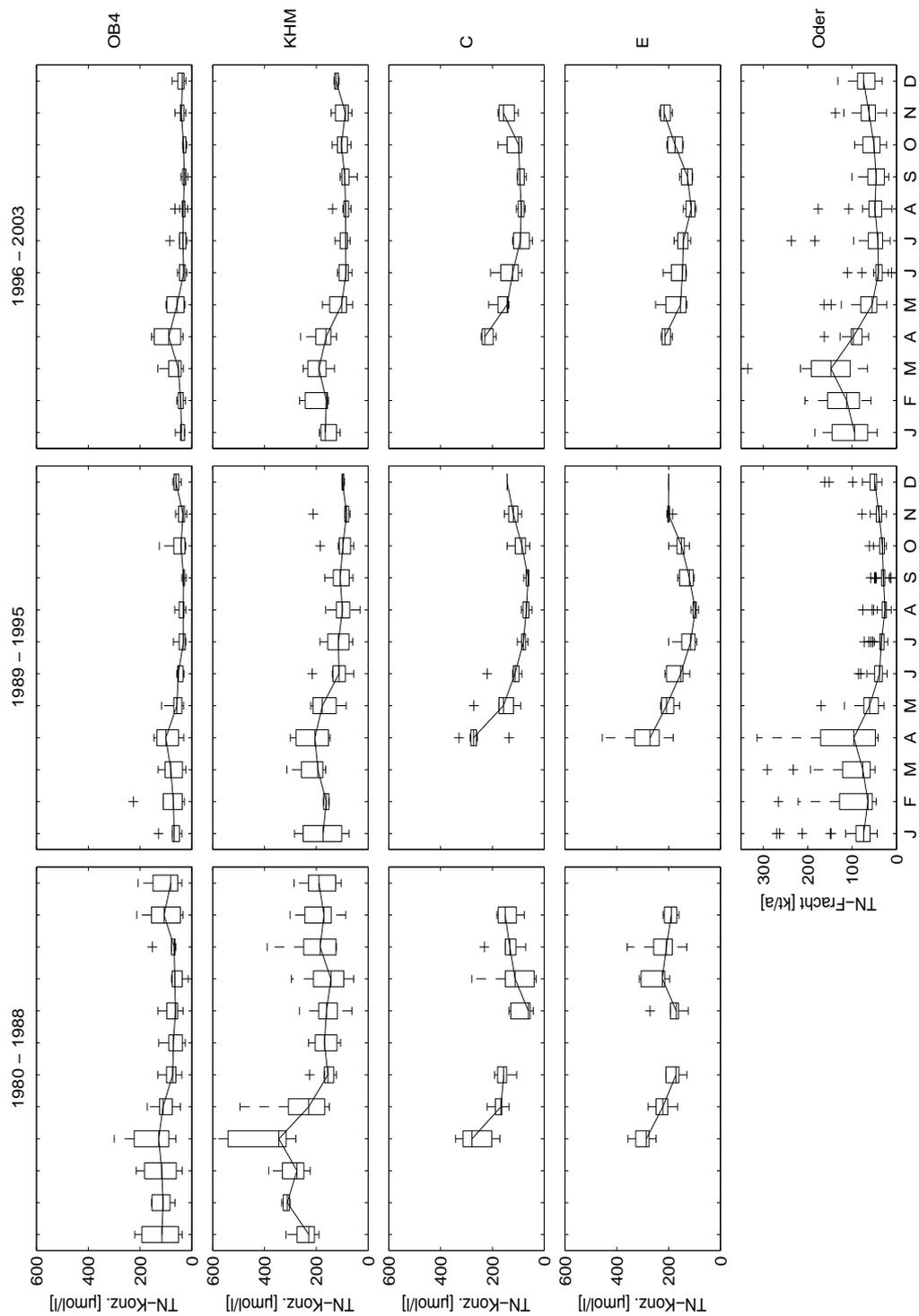


Abbildung 48: Boxplots der mittleren Jahresgänge der TN-Fracht der Oder und der TN-Konzentrationen der Stationen E und C (Großes Haff), KHM (Kleines Haff) und OB4 (Oderbucht) in den Zeiträumen 1980-1988, 1989-1995 und 1996-2003; Linie Median, Box 25%-75%, Whisker 1.5facher Interquartilabstand, Plus Ausreißer. Daten: LUNG, WIOS Stettin, IMGW.

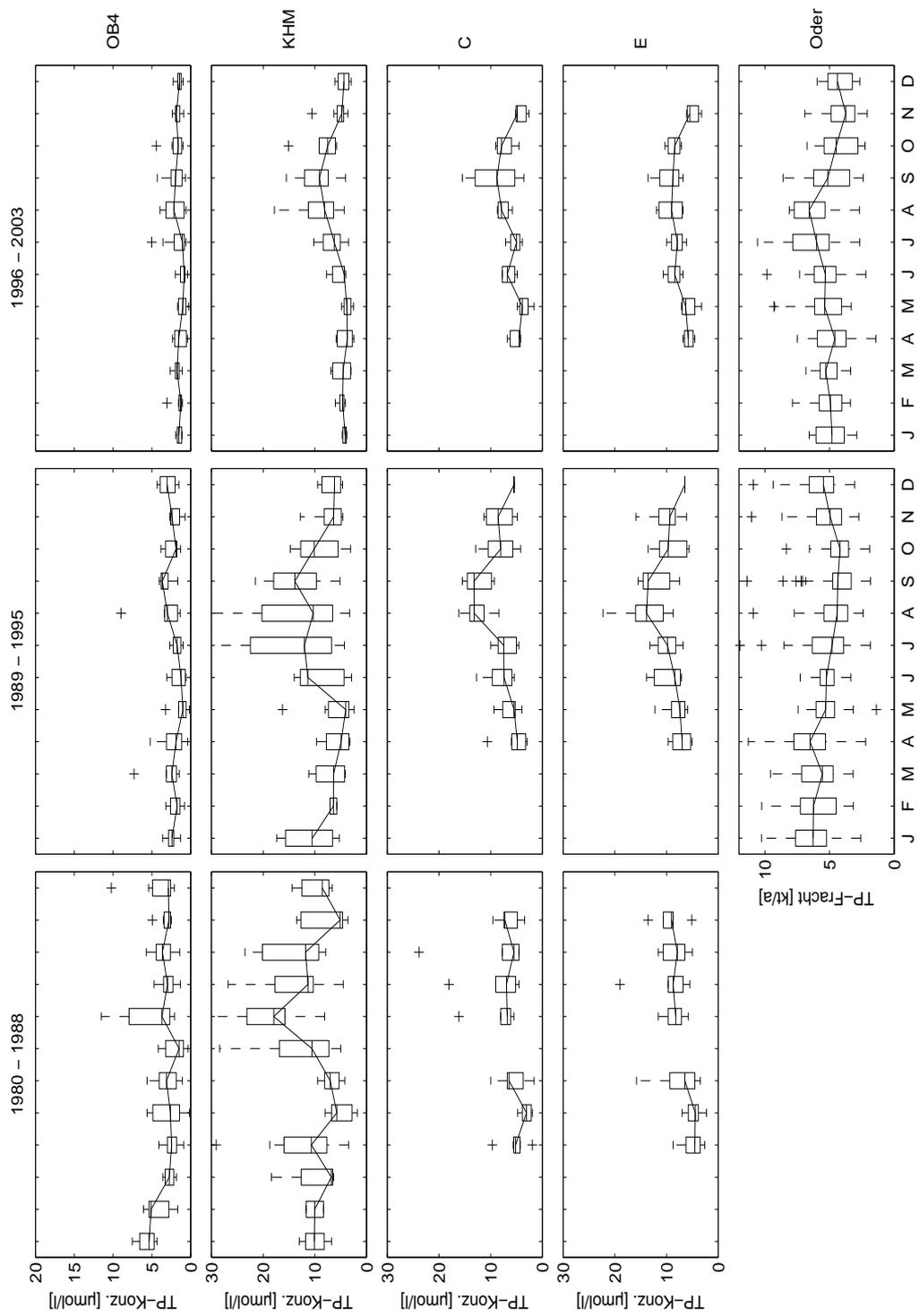


Abbildung 49: Boxplots der mittleren Jahrgänge der TP-Fracht der Oder und der TP-Konzentrationen der Stationen E und C (Großes Haff), KHM (Kleines Haff) und OB4 (Oderbucht) in den Zeiträumen 1980-1988, 1989-1995 und 1996-2003; Linie Median, Box 25 %-75 %, Whisker 1.5facher Interquartilabstand, Plus Ausreißer. Daten: LUNG, WIOS Stettin, IMGW.

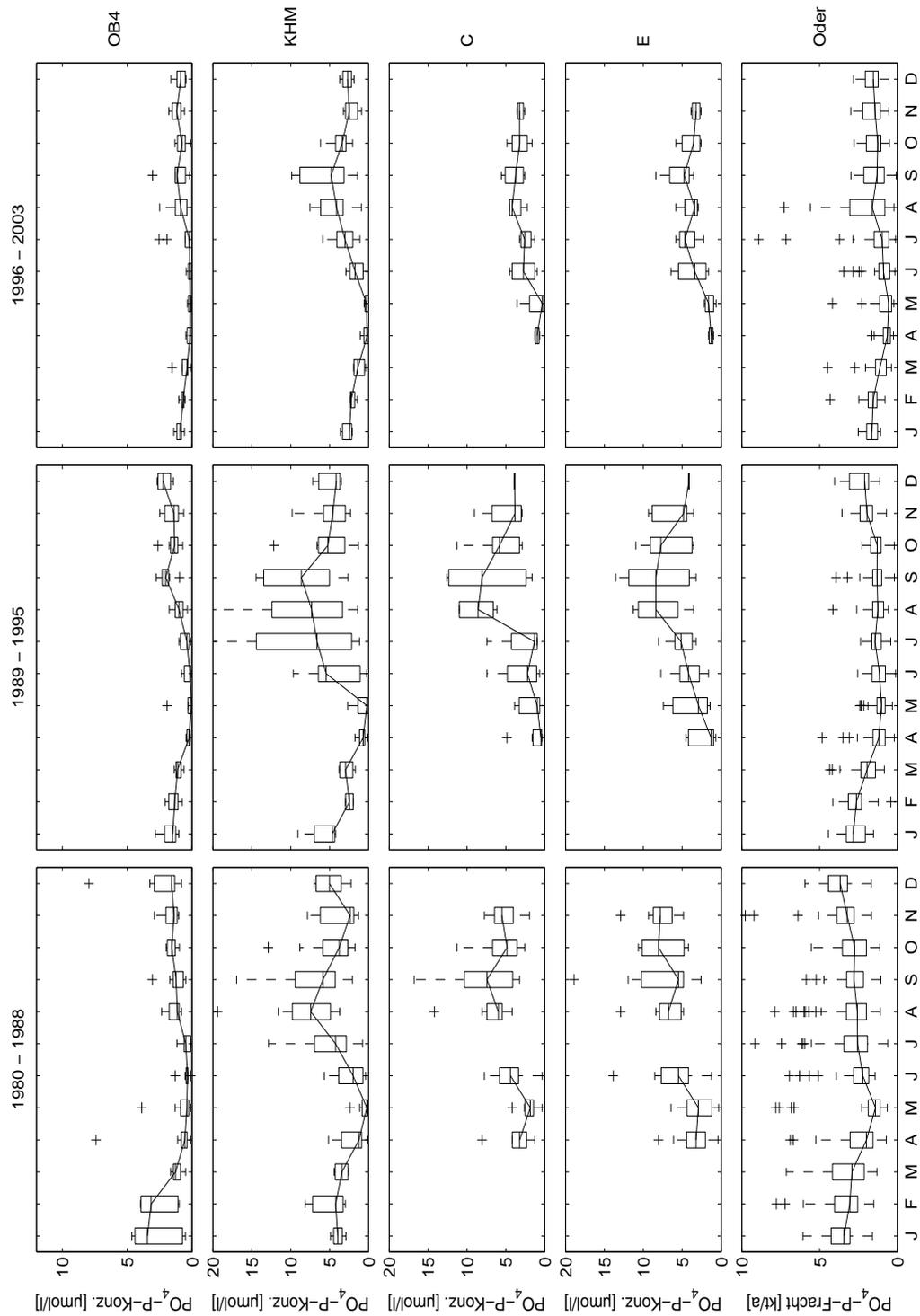


Abbildung 50: Boxplots der mittleren Jahrgänge der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Fracht der Oder und der $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen der Stationen E und C (Großes Haff), KHM (Kleines Haff) und OB4 (Oderbucht) in den Zeiträumen 1980-1988, 1989-1995 und 1996-2003; Linie Median, Box 25%-75%, Whisker 1.5facher Interquartilabstand, Plus Ausreißer. Daten: LUNG, WIOS Stettin, LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, IMGW.

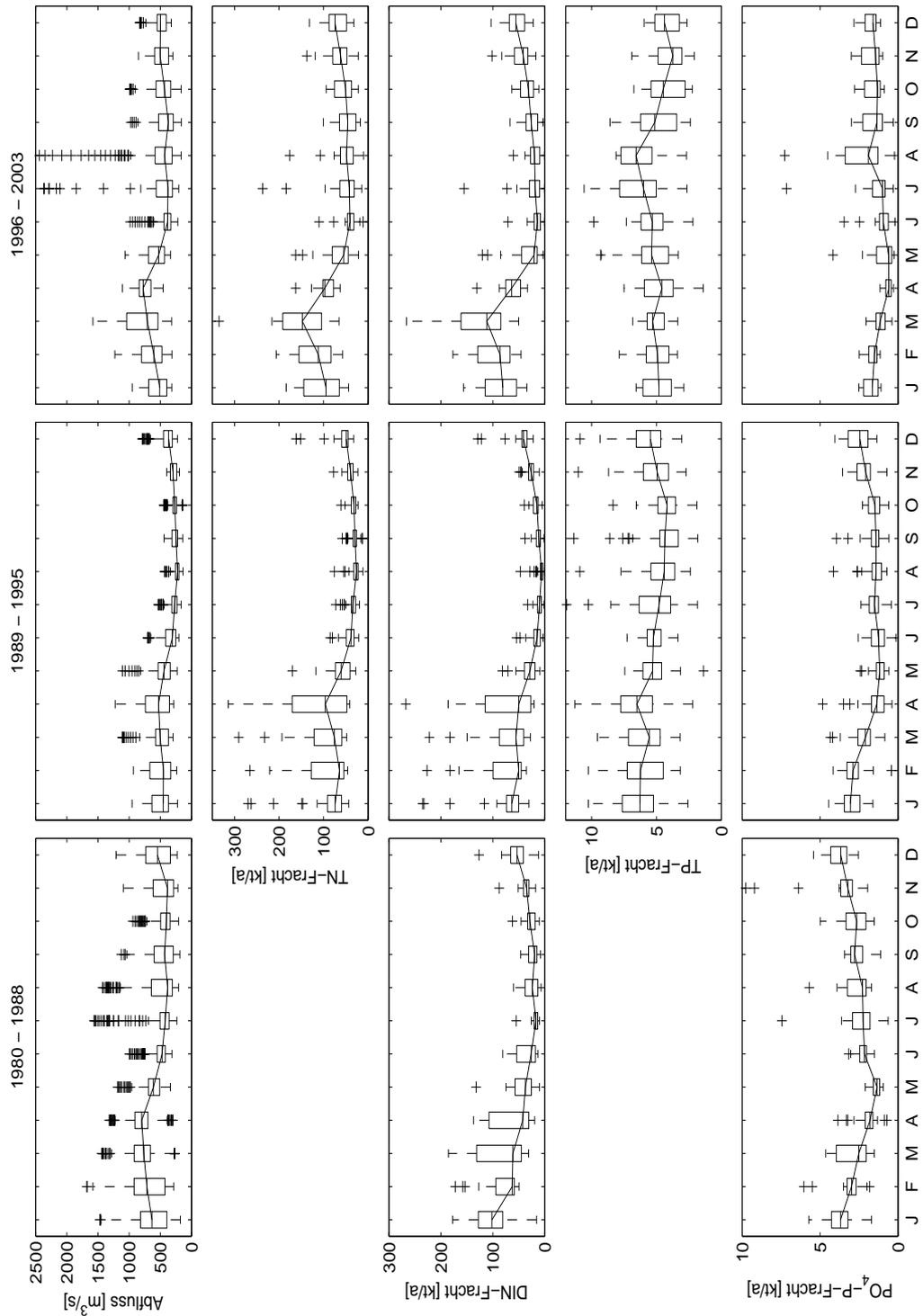


Abbildung 51: Boxplots der mittleren Jahrgänge des Oderabflusses und der Nährstofffrachten (TN, DIN, TP, PO₄-P) in den Zeiträumen 1980-1988, 1989-1995 und 1996-2003; Linie Median, Box 25 %-75 %, Whisker 1.5facher Interquartilabstand, Plus Ausreißer. Daten: LUNG, WIOS Stettin, LUA Brandenburg, WSA Eberswalde, IMGW.

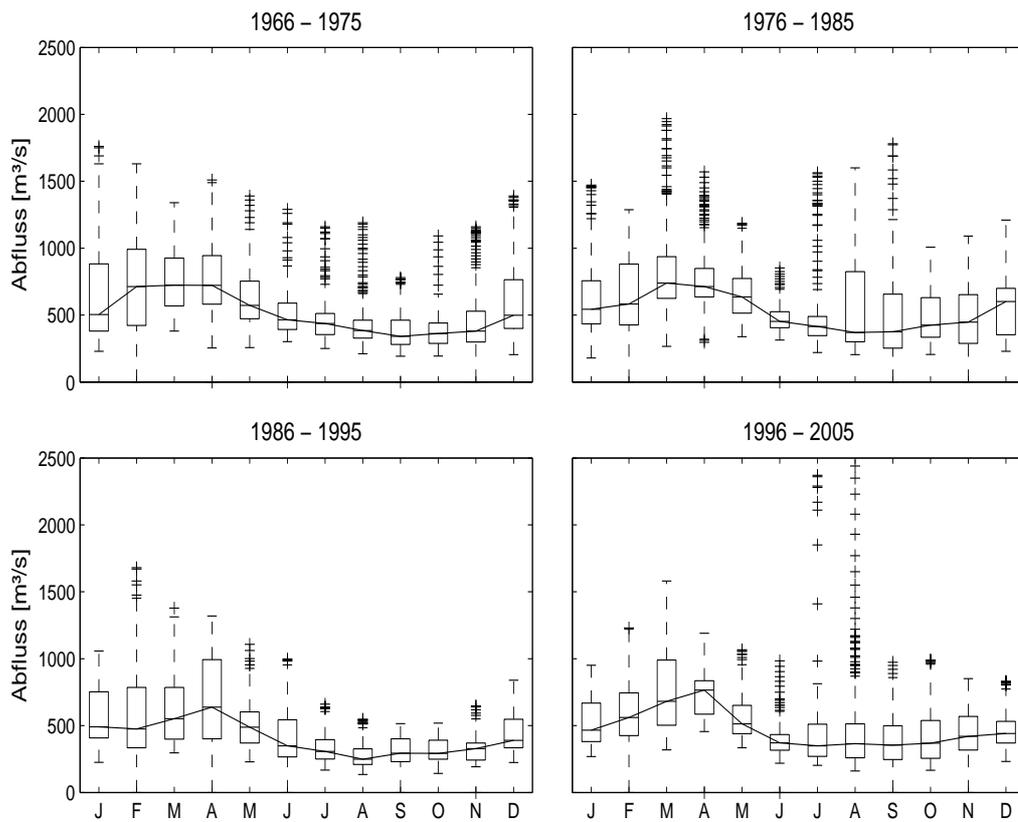


Abbildung 52: Boxplots der mittleren Jahrgänge des Oderabflusses in den Zeiträumen 1966-1975, 1976-1985, 1986-1995 und 1996-2005; Linie Median, Box 25 %-75 %, Whisker 1.5facher Interquartilabstand, Plus Ausreißer. Daten: WSA Eberswalde.

7 Diskussion

7.1 Singular Spectrum Analysis (SSA) der zeitlichen Dynamik von Abfluss und Nährstofffracht

Bei der Analyse der zeitlichen Dynamik des Oderabflusses hat sich die SSA als durchaus brauchbares Werkzeug erwiesen. Die Langzeitdynamik konnte nach Abtrennung der jahreszeitlichen Komponenten wie Jahres- und Halbjahresgang als deutliches Signal herausgefiltert werden. Durch die Rekonstruktion aus mehreren signifikanten Komponenten konnte zusätzliches Wissen über die Zusammensetzung des Langzeittrends gewonnen werden, welcher im Falle des Abflusses aus zwei Schwingungen mit Perioden von ca. siebzehn und zehn Jahren besteht. Der Vorteil der SSA, dass der Jahresgang in phasen- und amplitudenmodulierter Form herausgefiltert wird, bewirkt eine bessere Anpassung der Langen Komponente an das Ursprungssignal im Vergleich zu klassischen Methoden der Rekonstruktion periodischer Komponenten (z. B. Periodogramm).

Die Annahme, die aus Jahres- und Halbjahresgang rekonstruierte Komponente würde Aussagen über eine Veränderung des Jahresgangs möglich machen, wurde allerdings nicht bestätigt. Die für die Oder typischen Sommerhochwässer wurden allgemein sehr schlecht bis gar nicht rekonstruiert. Das in der Rekonstruierten sichtbare Hinzukommen eines kleinen Sommerhochwassers ab 1999 wiederum scheint bei einem Vergleich mit der Originalzeitreihe ausschließlich auf das Jahr 2001 zurückzuführen und in die umliegenden Jahre „verschmiert“ worden zu sein. So zeigt die Rekonstruierte in den Sommern 2003 und 2004 ein deutliches Sommerhochwasser, welches in der Originalzeitreihe nicht vorhanden ist. Somit bleibt lediglich die Aussage, dass sich die Amplitude des Jahresgangs im Zeitraum 1960 bis 1980 verringert hat.

In Bezug auf Extrema wurde die SSA gewissermaßen sinnentfremdet, da nicht das gefilterte Signal sondern der Rauschanteil interpretiert wurde. Auf diese Weise konnten die relativen Extrema gegenüber der Rekonstruierten untersucht und mit den absoluten Extrema der Zeitreihe verglichen werden. Neben den Extremereignissen (wie den Winterhochwässern 1969/70, 74/75, 78/79, 81/82 und den Sommerhochwässern 1964, 77, 80, 97) sind aus der Restkomponente auch Phasen (langanhaltende Trockenheit 1983/84 und 1989-93) und systematische Veränderungen (Häufung trockener Sommer in den letzten zehn Jahren) ersichtlich. Da auch trockene Winter und nasse Sommer von Interesse sind, hat sich eine nachträgliche Untergliederung der Restkomponente in Winter- und Sommermonate als essentiell erwiesen. Auch ist ein Blick auf die Gegenüberstellung von Original- und rekonstruierter Zeitreihe hilfreich, um auf die Ursachen der monatlichen Abweichungen rückzuschließen.

Bei den Nährstofffrachten erschwert die wesentlich weniger umfangreiche Datengrundlage eine verlässliche Analyse. Zum einen existieren die bereits in Abschnitt 4.1.1 diskutierten Unsicherheiten von bis zu 20% bei der Messung der Nährstoffkonzentrationen insbesondere partikulärer Stoffe. Des Weiteren ist die SSA nur auf Zeitreihen mit äquidistanten Zeitschritten anwendbar. Aufgrund der Kürze der vorliegenden Zeitreihen von rund zwanzig Jahren, scheidet eine SSA auf Basis der Jahresfrachten aus. Die Monatsmittelwertbildung jedoch ist bei den vorliegenden Daten, es liegen pro Monat und Station zwischen null und acht Messwerte vor, mit großen Unsicherheiten

behaftet. Um Einzelmessungen weniger ins Gewicht fallen zu lassen und die Signifikanz der Mittelwertbildung zu erhöhen, wurden die Werte der Stationen Krajnik Dolny und Schwedt zusammengefasst. Möglicherweise vorliegende Konzentrationsunterschiede zwischen westlichem und östlichem Oderufer werden so ebenfalls in die Frachtberechnung miteinbezogen.

Bei den berechneten Monatswerten handelt es sich somit um relative Werte. Während das Auffinden von Langzeittrends mit SSA dadurch kaum beeinflusst wird, beinhalten die dem Rauschanteil zugeordneten Extremwerte die gesamte Spanne an Unsicherheiten. Da durch häufiges Filtern (mehrmalige SSA) das Konfidenzlevel erniedrigt wird, wurde von mehr als zwei SSA-Durchläufen abgesehen. Es kann jedoch vorkommen, dass weder im ersten noch zweiten Durchlauf (nach Abzug des Jahresgangs) signifikante Komponenten oberhalb des 90%-Konfidenzlevels detektiert werden oder nur solche, welche als für die geringe Datendichte zu hochfrequent angesehen werden.

Für die Frachten des Gesamt-Stickstoffs und Gesamt-Phosphors konnte vermutlich schon aufgrund der Kürze der Zeitreihen (17 bzw. 14 Jahre) keine Langzeitkomponente mit Schwingungsanteilen detektiert werden. Es bleibt daher fraglich, ob die für TN bzw. TP rekonstruierte Lange Komponente einem gleitenden Mittelwert überlegen ist, zumal der Rechenaufwand für die SSA wesentlich größer ist.

In Bezug auf die Langzeitdynamik der einzelnen Stationen und Parameter konnten durch die Gegenüberstellung der Langen Komponenten wertvolle Erkenntnisse über Gemeinsamkeiten und Unterschiede im Langzeitverhalten der Nährstoffe gewonnen werden. Für die Extremwertbetrachtung ist grundsätzlich die Frage zu klären, ob absolute oder relative Extrema von Interesse sind. Bei ausreichender Datendichte steht einer Untersuchung letzterer durch SSA nichts entgegen.

7.2 Berechnung der Kreuzkorrelationen Oder - Haff

Bei der Berechnung der Kreuzkorrelationsfunktionen der durch SSA ermittelten Langen Komponenten der Oderfracht und der einzelnen Haffstationen zeichnete sich ab, dass der Großteil der Zeitreihen einen zu kurzen Überschneidungszeitraum aufweist. Infolgedessen konnten durch die Kreuzkorrelationen keine Erkenntnisse über einen gemeinsamen zeitlich verschobenen Langzeittrend getroffen werden. Lediglich für die 30 Jahre langen Trends mit ausgeprägtem Schwingungsanteil (wie Abfluss und DIN-Fracht bzw. -konzentration) konnten zeitliche Verschiebungen der Signale erkannt werden. Die überraschend geringe Signifikanz der Kreuzkorrelation zwischen Großem Haff und Oder ist vermutlich auf die Ausklammerung der Wintermonate und das durch die Kürze der Zeitreihen erhöhte Signifikanzlevel zurückzuführen. Im Allgemeinen erwies sich die Kreuzkorrelation bei den vorliegenden kurzen Datenreihen als eher ungeeignetes Instrument.

7.3 Ergebnisse zur zeitlichen Dynamik der Oder

Die Untersuchungen von Langzeitdynamik und Extrema bestätigen die Abflussabhängigkeit sowohl der Stickstoff- als auch der Phosphorfracht. Für das Sommerhochwasser 1965 sowie die Winter 1970 und 1975 existieren leider keine Frachtdaten zum Vergleich. Der abrupte Anstieg des Abflusses von März auf April 1970, nach einem bis dahin sehr trockenen Winter, ist auf die extrem niedrigen Temperaturen zurückzuführen. Gefrorene Böden und

starker Eisgang auf der Oder verringerten zunächst die Abflüsse; bei Aufbrechen des Eises kam es zu Hochwasser. 1974/75 hingegen war ein eher milder, nasser Winter gefolgt von einem kalten Frühjahr; 1978/79 ein kalter, schneereicher Winter (Bissolli et al. 2001).

Die in der TN- und DIN-Zeitreihe als extrem ausgemachten Jahre bzw. Jahreszeiten, sowohl absolut als auch relativ zur Rekonstruierten, konnten alle auf das Abflussgeschehen zurückgeführt werden. Einzig das Ausmaß der Extrema variiert. Die Sommerhochwässer 1977, 1980, 1997 und 2001 führten zu einer sichtbaren Frachterhöhung, welche jedoch wesentlich geringer ausfiel als die der Winterhochwässer 1979, 1982, 1994 und 1999. Auch zeigten die trockenen Phasen 1983/84 sowie 1989/93, 2003/05 eine deutlich geringere N-Fracht.

Bei der Phosphorfracht hingegen führten die Sommerhochwässer zu einer extremen Frachterhöhung. Die Phosphat-P und TP-Frachten während der Oderflut 1997 sind die höchsten im Untersuchungszeitraum. Und auch die Sommer 1977, 1980 und 2001 stechen deutlich hervor. Der Unterschied gegenüber den erhöhten Winterfrachten ist bei Phosphat-P, welcher nur im durchgängig feuchten Winter 1982 nennenswert erhöhte Werte zeigt, ausgeprägter als bei Gesamt-Phosphor. Auch die trockenen Phasen spiegeln sich in einer geringeren P-Fracht wieder. Bemerkenswert ist, dass sich die starke Reduktion der Phosphatfracht Ende der 80er ebenfalls deutlich in kleineren Extrema zeigt.

Die Gegenüberstellung der detektierten Langen Komponenten der einzelnen Oderfrachten und des Abflusses zeigt große Übereinstimmungen in der Langzeitdynamik und spiegelt somit ebenfalls die starke Abflussabhängigkeit der Fracht wieder. Am größten ist die Ähnlichkeit zum Abfluss erwartungsgemäß beim gelösten anorganischen Stickstoff (DIN). Dass bei beiden Signalen eine unterschiedliche Periodenlänge (10.6 und 6.6 Jahre) detektiert wurde, ist vermutlich auf die stark unterschiedliche Länge der untersuchten Zeitreihen zurückzuführen. Da für den Anfang und das Ende einer Zeitreihe weniger überlappende Versionen gebildet werden können, nehmen die Unsicherheiten dort zu, was in diesem Falle zu einer Stauchung der Periode des detektierten Langzeitsignals der kürzeren DIN-Zeitreihe führt. Der Zeitversatz von Abflussmaximum zu Frachtmaximum zu Beginn der Zeitreihe lässt sich dadurch erklären. Dass die Lange Komponente der DIN- und TN-Fracht Anfang der 1990er früher ansteigen als der Abfluss, könnte durch den Anteil der zweiten im Abfluss (und nicht in der Fracht) detektierten signifikanten Komponente der Periodendauer 17 Jahre bedingt sein. Die Tatsache, dass die Monatswerte der DIN- und TN-Fracht den monatlichen Abflüssen sehr genau folgen, verstärkt den Eindruck der Ungenauigkeit der aus der SSA rekonstruierten Langen Komponenten.

In der Langzeitdynamik der Phosphorfrachten ist der Einfluss des Abflusses um ein Vielfaches gedämpfter als beim Stickstoff. Auch wird das abflussbedingte periodische Signal bei Phosphat-P und, soweit man das im kurzen Probezeitraum sagen kann, auch Gesamt-Phosphor deutlich von einer kontinuierlichen Abnahme der Fracht von Ende der 1980er bis heute überlagert. Die im Einzugsgebiet der Oder durchgeführten Maßnahmen zur Reduzierung der P-Einträge, wie die Einführung phosphatfreier Waschmittel und die Verbesserung der P-Eliminierung in Kläranlagen, zeigen somit Wirkung. Laut Behrendt und Dannowski (2005) konnten beispielsweise die P-Emissionen aus Punktquellen und urbanen Gebieten von 1990 auf 2002 um 55 % gesenkt werden.

Im Gegensatz dazu kann für die Stickstofffracht der Oder keine deutliche Abnahme über den Untersuchungszeitraum ausgemacht werden. Dies ist zum einen auf die (im

Vergleich zu P) geringere Reduktion der N-Einträge aus punktförmigen Quellen zurückzuführen (28%), zum anderen auf die sehr langen Retentionszeiten des Grundwassers (durchschnittlich 25 Jahre), welches teilweise noch immer durch die landwirtschaftlichen N-Einträge der 70er und 80er Jahren belastet ist (Behrendt und Dannowski 2005).

7.4 Auswirkungen der Fracht-Dynamik auf das Stettiner Haff

Der Verlauf der TN- und DIN-Konzentrationen im Kleinen Haff entspricht weitestgehend dem der Oderfracht. Frachtreiche Winter führen zu hohen Konzentrationen, frachtarme zu niedrigen. Die durch Sommerhochwässer eingetragene Stickstofffracht führt nur bei TN nicht aber DIN zu erhöhten Konzentrationen, welche im Sommer aufgrund von Phytoplanktonblüten durchgängig bei sehr niedrigen Werten liegt. Im Sommer eingetragener Stickstoff wird somit sofort in Biomasse umgesetzt.

Die stark erhöhten Phosphat-P und TP-Frachten in den Sommern 1997 und 2001 haben auch im Kleinen Haff zu einer deutlichen Erhöhung der Konzentrationen geführt, das Sommerhochwasser 1977 dagegen kaum. Die bereits erwähnte $\text{PO}_4\text{-P}$ Freisetzung aus Sedimenten hat im Kleinen Haff in den trockenen Sommern 1982, '83, '89, '90 und '91 eine bis zu dreimal so hohe Konzentrationen wie die Oderflut '97 bewirkt. Auch im Sommer 2003, sowie dem weniger abflussarmen aber sehr heißen Sommer 2000, wurden erhöhte Phosphat-Konzentrationen gemessen, welche vermutlich ebenfalls intern freigesetzt wurden.

Die Langzeittrends der TN-Konzentrationen aller Stationen zeigen eine deutliche Reduzierung von den 80ern zu den 90ern, welche vor 1989 aufgrund fehlender Daten leider nicht mit der Oderfracht verglichen werden kann. Die Konzentrationen des DIN zeigen im Haff ebenfalls eine deutliche Abnahme. Auch in Oderbucht, küstennaher Ostsee und Oderfracht lässt der Langzeittrend ein deutlich unterschiedliches Verhalten in 80ern und 90ern erkennen. Anstelle der allgemeinen Abnahme der DIN-Konzentration bzw. -fracht tritt eine Verringerung der Amplitude der Langen Komponente. Es ist davon auszugehen, dass das TN-Langzeitverhalten in gedämpfter Form mit dem des DIN übereinstimmt. Für Zeiten, in denen beides gemessen wurde, und unter Berücksichtigung der Tatsache, dass die Langen Komponenten am Anfang und Ende der Zeitreihe stets gedämpfter ausfallen, ist dieser gemeinsame Trend durchaus sichtbar.

Die beobachtete Abschwächung der Amplitude von Großem Haff über Oderbucht zur küstennahen Ostsee lässt sich leicht auf die zunehmende Verdünnung mit Ostseewasser zurückführen. Dass sich das Kleine Haff nicht in diese Abfolge einreihet, sondern stattdessen die größten Amplituden zeigt, kann als Indiz einer eigenständigen Dynamik des Systems Kleines Haff gewertet werden. Würde das Kleine Haff ebenfalls eine größere zeitliche Verschiebung zur Oderfracht zeigen, würde dies für dessen Senkenfunktion in Bezug auf Nährstoffe sprechen. Im Gegensatz zur Langen Komponente von OB4 und O14, deren Zeitversatz zur Oder-DIN-Fracht von zwei bis drei Monaten gut mit der theoretischen Wasseraustauschzeit des Haffs von 2 Monaten (Schernewski und Wielgat 2001) übereinstimmt, ist die Lange Komponente der DIN-Konzentration bei KHM der Oder zeitlich voraus. Dies widerspricht der Senkentheorie. Auch wurde in früheren Studien bereits festgestellt, dass das Kleine Haff trotz großer interner Umsätze für die Nährstoffe der Oder nur eine schwache Senke darstellt (GOAP-Abschlussbericht).

Eine weitere mögliche Begründung wäre ein externes Forcing, welches die Dynamik von sowohl Oder als auch Odermündungsregion steuert und auf welches das Kleine Haff stärker reagiert. Da rein interne Prozesse sich nicht auf das Langzeitverhalten der TN-Konzentration auswirken würden, scheint das Forcing auf Ein- und/oder Austrag einzuwirken. Eine naheliegende Ursache ist in den Witterungsverhältnissen im Einzugsgebiet zu sehen, welche maßgeblich den Nährstoffaustrag und somit die Fracht mitbestimmen. Da das westliche Oderästuar laut GOAP-Abschlussbericht durch die Stickstoffeinträge der Peene in ca. gleichem Maße beeinflusst wird wie durch die Oder, könnte der zeitliche Versatz in der DIN-Langzeitdynamik eventuell auf den Einfluss der Peene auf das Kleine Haff zurückzuführen sein. Eine ausführliche Untersuchung der langfristigen Dynamik von Lufttemperatur und Niederschlag im Einzugsgebiet von Peene und Oder erscheint daher sinnvoll, konnte jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt werden. Bezüglich des Zeitversatzes sind auch die bereits erwähnten Unsicherheiten bei der Bestimmung der Langen Komponenten kurzer Zeitreihen nicht außer Acht zu lassen.

Auch bei den Langen Komponenten der Phosphor-Frachten zeigen sich große Übereinstimmungen der Haffstationen. Wiederum verläuft die Langzeitdynamik bei den Stationen des Großen Haffs auffallend ähnlich, während das Kleine Haff die größte Amplitude aufweist. In der Oderbucht lässt sich zwar der abnehmende Trend wiederfinden, nicht jedoch die abflussbedingten Schwingungen innerhalb der Oderfracht. Der deutliche Peak der $\text{PO}_4\text{-P}$ und TP-Konzentrationen 1990 an der Station KHM ist auf die von Bangel et al. (2004) beschriebene starke Phosphatfreisetzung aus dem Sediment in den Jahren 1988 bis 1991 zurückzuführen. Die großen Latenzzeit des Phosphat-Inventars im Haff (laut GOAP-Abschlussbericht im Kleinen Haff ca. 10 Jahre) erschweren die Kalkulierbarkeit der angestrebten Konzentrationsreduktionen im Stettiner Haff. Ungeachtet dessen ist der abnehmende Trend der Oder-Phosphatfracht bereits heute im Haff sichtbar.

7.5 Zeitliche Veränderung des Jahresgangs

Die Unterteilung des Abflusses von 1966 bis 2005 in vier Zeitspannen hat gezeigt, dass der Jahresgang erst in den letzten zwanzig Jahren ein deutliches April-Maximum aufweist, während von 1966 bis 1985 März und teilweise Februar im Mittel genau so abflussreich waren wie April. Davon abgesehen hat sich am Verlauf des Abfluss-Jahresgangs wenig geändert. Allgemein trockener war lediglich die Phase 1986/95.

Die stark abflussgesteuerte Stickstofffracht stieg von 1989/95 auf 1996/2003 erwartungsgemäß wieder an und bewirkte einen Anstieg der N-Konzentrationen in Großem Haff, Kleinem Haff und Oderbucht. Trotzdem liegen 1996/2003 sowohl die TN- als auch DIN-Konzentrationen noch immer unter denen von 1980/88. Der Zeitversatz zwischen maximalem Abfluss und maximaler N-Fracht lässt sich auf die einsetzende Frühjahrsblüte des Phytoplanktons zurückführen, welche durch das Absenken der Nährstoffkonzentrationen trotz steigendem Abfluss eine verminderte Fracht bewirkt.

Die schwächere Ausprägung des Jahresgangs (aller Nährstoff-Parameter) in der Oderbucht gegenüber dem Haff ist durch den stetigen Wasseraustausch zwischen Oderbucht und Ostsee begründet. Während das Wasser mit 35 bis 75 Tagen relativ lange im Haff verweilt, erfolgt der Austausch in der Oderbucht in nur 8 bis 10 Tagen (Löser und Sekúcińska 2005). Die Nährstoffkonzentrationen werden somit geringer gehalten. Auch führen die größere Tiefe und der Austausch mit der Ostsee dazu, dass sich die Wassermassen in der

Bucht nicht so schnell erwärmen wie im Stettiner Haff. Die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons setzt daher in der Oderbucht später ein als im Stettiner Haff. So liegt das jährliche Maximum der DIN-Konzentration im Kleinen Haff im März und in der Oderbucht im April.

Während der Jahrgang der Oder-N-Fracht extremer geworden zu sein scheint, mit einer deutlicheren Ausprägung des Frühjahrsmaximums im März gefolgt von einem steilen Abfall in April und Mai, ist diese Entwicklung in Haff und Oderbucht nicht zu beobachten. Abgesehen von der allgemeinen Abnahme zeigen die TN- und DIN-Konzentrationen keine systematische Veränderung des Jahrgangs. Auffällig ist die Zunahme der sommerlichen Phasen, in denen DIN im Haff, insbesondere im Kleinen, vollkommen aufgezehrt wird. Wurden im Kleinen Haff im Zeitraum 1980/88 nur gelegentlich im August DIN-Konzentrationen am Detektionslimit erfasst, war dies 1996/2003 von Juli bis August der Fall. In der Oderbucht hat sich die Zeitspanne, in der die DIN-Konzentrationen unter $2 \mu\text{mol/l}$ fallen, auf den gesamten Sommer (Juni bis September) ausgedehnt. Und selbst im Großen Haff kam es in der trockenen Phase 1989/95 zeitweise zu einer DIN-Aufzehrung. Gelöster anorganischer Stickstoff wird somit immer mehr zu einer knappen Recource der sommerlichen Phytoplanktonproduktion der Odermündungsregion.

Während der mittlere Jahrgang der Oder-Phosphatfracht nur in den Wintermonaten November bis Februar maximale Werte aufweist, zeigt sich im Stettiner Haff ein zwei-gipfelter Jahrgang der Phosphat-Konzentration, welcher auch in der Oderbucht sichtbar ist. Die Abnahme der Konzentrationen im Frühjahr ist ein Anzeichen für das Einsetzen der Phytoplanktonaktivität, sobald Licht- und Temperaturverhältnisse ein Wachstum möglich machen. Der starke Wiederanstieg der Phosphat-Konzentrationen des Haffs bereits mitten im Sommer ist ungewöhnlich für aquatische Systeme. Die Gegenüberstellung der Jahrgänge des Gesamt-Phosphors in Oder und Haff zeigt, dass die erhöhten Sommerkonzentrationen nicht hauptsächlich auf die Oderfracht zurückzuführen sind. Die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Fracht der Oder zeigt im Allgemeinen keinerlei Erhöhung im Sommer; die hohen Juli-/Augustwerte in der letzten Zeitspanne sind durch die Sommerflut 1997 bedingt. Der relativ konstante Phosphat-Eintrag aus der Oder und das Zugrundelegen einer sehr schnellen Remineralisierungsrate im Haff können die PO_4 -Konzentrationen nur zum Teil erklären. Schernewski und Wielgat (2001) kommen aufgrund von Modellergebnissen zu dem Schluss, dass die Ursache in den Wetterbedingungen vor und zur Zeit der Probenahme liegt. Warme, windstille Phasen können im Sommer eine stabile Schichtung der Wassersäule und infolgedessen Sauerstoffzehrung oberhalb des Sedimentes bewirken. Durch Windstärken von über 2 bis 3 m/s wird die Wassersäule durchmischt und die Phosphat-Freisetzung aus dem Sediment gestoppt. Demnach könnten im Oderästuar bis zu 400-600 t P auf diesem Wege freigesetzt werden (Schernewski und Wielgat 2001). Dass diese Prozesse im Großen Haff weniger auffällig sind als im Kleinen ist vermutlich auf die bessere Durchmischung der Wassersäule durch den Oderzufluss und den intensiven Schiffsverkehr zurückzuführen (Bangel et al. 2004).

Systematische Verschiebungen innerhalb der Jahrgänge lassen sich weder in der TP-/ $\text{PO}_4\text{-P}$ -Fracht der Oder noch in den Haff-Konzentrationen erkennen. Durch die Abnahme der Phosphorfrachten der Oder kommt es im Kleinen Haff und der Oderbucht vermehrt zu einer Phosphat-Aufzehrung; im Kleinen Haff in 1996/2003 im April/Mai, in der Oderbucht bis in den Juni hinein.

War die Primärproduktion des Stettiner Haffs in den 80er Jahren fast ausschließlich durch Licht limitiert, legen die beschriebenen Jahresgänge der Phosphat- und DIN-Konzentrationen eine zunehmende Bedeutung der Nährstofflimitierung nahe. Während der vorwiegend aus Diatomeen und Dinoflagellaten bestehenden Frühjahrsblüte wird das verfügbare Phosphat in März und April vollständig aufgezehrt. Zu Zeiten der von Cyanobakterien dominierten Sommerblüte hingegen kommt es zu mehrmonatiger N-Limitierung. Im Allgemeinen ist eine Reduzierung von Algenblüten als positiv zu bewerten (größere Sichttiefe, weniger Sauerstoffzehrung). Die geringen Sommerkonzentrationen an gelöstem anorganischen Stickstoff verschaffen N-fixierenden Algenarten einen Vorteil. Mit zunehmender N-Limitierung treten daher vermehrt Blüten von Cyanobakterien auf, von denen viele Arten potentiell toxisch sind (Neumann und Schernewski 2005). Um diesem Effekt entgegenzuwirken, schlagen Neumann und Schernewski (2005) eine stärkere und frühzeitigere Reduzierung der für alle Algenarten gleichermaßen limitierenden Phosphorfrachten vor.

8 Zusammenfassung und Ausblick

Der Nährstoffeintrag in die Oderbucht hängt größtenteils von den Emissionen im Oder-Einzugsgebiet ab. Eine gekoppelte Betrachtung der Systeme Oderbucht, Stettiner Haff und Oder liegt nahe. Zum Verständnis der Nährstoffdynamik in Haff und Bucht muss der zeitliche Verlauf der Oder-Nährstofffrachten bekannt sein. Dieser wird in der vorliegenden Arbeit dokumentiert, auf Kurzzeit- und Langzeitverhalten untersucht und mit der Dynamik des Abflusses und der Nährstoffkonzentrationen in Oderhaff und Oderbucht verglichen.

Anhand vorliegender Messwerte der Nährstoffkonzentrationen und des Abflusses der Oder wurden möglichst lange Fracht-Zeitreihen für gelösten anorganischen Stickstoff (DIN: 1975-2005), Gesamt-Stickstoff (TN: 1989-2005), Phosphat-Phosphor ($\text{PO}_4\text{-P}$: 1975-2005) und Gesamt-Phosphor (TP: 1989-2002) gebildet und diese mit *Singular Spectrum Analysis (SSA)* (einer Methode der nichtlinearen Zeitreihenanalyse) auf Langzeittrends und Extrema untersucht. Des Weiteren wurden Kreuzkorrelationsfunktionen zwischen Fracht und Haffkonzentrationen berechnet und die Veränderung der mittleren Nährstoff-Jahresgänge an den Stationen der Odermündungsregion sowie der Oder in den drei Zeitphasen 1980-1988, 1989-1995 und 1996-2005 untersucht.

Sowohl N- als auch P-Fracht-Extrema konnten eindeutig auf den Abfluss zurückgeführt werden. Da sich die Sommerhochwässer wesentlich stärker auf die Phosphorfrachten auswirken, sind diese insbesondere in den Sommern 1977, 1980, 1997 und 2001 erhöht, wohingegen die Maxima der Stickstofffrachten in den abflussreichen Wintern 1978/79, 1993/94 und 1998/99 liegen. In den letzten Jahren kam es zudem häufig zu extrem trockenen Sommern (1992, 2003, 2004).

In Bezug auf die Langzeitdynamik wurde für den Oderabfluss eine harmonische Schwingung mit einer Periodendauer von zehn bis siebzehn Jahren detektiert, welche Ende der 80er / Anfang der 90er vorübergehend absinkt. Die Phasen 1983/84 und 1989 bis 1993, sowie 2003 bis 2005 waren abfluss- und dementsprechend frachtarm. Die Schwingung innerhalb des Abflusssignals findet sich in den Frachten von gelöstem anorganischem Stickstoff und (in deutlich amplitudengedämpfter Form) Phosphat wieder. Bei der Phos-

phatfracht zeigt sich zudem eine lineare Abnahme seit Anfang der 90er.

Im Vergleich zur Nährstoff-Dynamik im Stettiner Haff und der Oderbucht wurde ein ähnliches Langzeitverhalten festgestellt. Kurzzeitige Extrema, wie die Sommerflut von 1997 spiegeln sich selbst in den Konzentrationen im Kleinen Haff wieder. Die Jahregänge der Nährstoffkonzentrationen in Haff und Oderbucht sind neben der Oderfracht zu einem Großteil durch interne Prozesse bestimmt. Allgemein zeigen die Jahregänge im Stettiner Haff, und insbesondere im stärker abgeriegelten Kleinen Haff, die größten Amplituden. Sommerliche Stratifizierung kann zeitweilig in allen Teilen des Haffs zur Freisetzung großer Mengen Phosphat aus dem Sediment führen, sodass es zu einer internen Eutrophierung kommt.

Eine systematische Veränderung der Jahregänge der Nährstofffrachten und Konzentrationen konnte nicht festgestellt werden. Allerdings kommt es aufgrund der reduzierten Frachten häufiger und länger anhaltend zu einer Aufzehrung der gelösten anorganischen Nährstoffe in Haff und Bucht. P-Limitierung der Frühjahrs- und N-Limitierung der Sommerblüte des Phytoplanktons gewinnen an Bedeutung. Eine Untersuchung der zeitlichen Veränderung der N/P-Verhältnisse sowohl in Oder als auch Stettiner Haff und Oderbucht wäre der nächste Schritt.

Die *Singular Spectrum Analysis* hat sich für die zu untersuchenden Daten nur teilweise als geeignetes Instrument erwiesen. Während sich die 45 und 30 Jahre langen Zeitreihen des Abflusses, der DIN- und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Fracht gut auf Langzeittrends untersuchen liessen, erschienen die Fracht-Zeitreihen des Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Phosphors zu kurz dafür. Die rekonstruierten Langen Komponenten von TN und TP konnten, aufgrund der zunehmenden Ungenauigkeit an den Enden der Zeitreihe, nur schwer mit denen der anderen Parameter verglichen werden. Es ist jedoch fraglich, ob andere Methoden der Zeitreihenanalyse hier bessere Ergebnisse liefern würden. Bezüglich der Untersuchung der Zeitreihen auf Extrema hat die Restkomponente der SSA hilfreiche Erkenntnisse über relative Extrema geliefert. Die Filtereigenschaften der SSA wurden hierbei jedoch umgangen, sodass die Ergebnisse die gleichen Ungenauigkeiten aufweisen wie die Original-Zeitreihen.

Eine Vereinheitlichung und Intensivierung des Monitorings sowohl der Oder-Nährstofffrachten als auch der Konzentrationen im Stettiner Haff wäre erstrebenswert. Insbesondere eine Beprobung der Wintermonate auch im Großen Haff würde zukünftige Analysen der zeitlichen Dynamik erleichtern und zusätzliche Informationen liefern.

Da die Fracht eine aus Nährstoffkonzentration und Abfluss zusammengesetzte Größe darstellt, lassen sich Fragestellungen bezüglich der *Ursachen* der zeitlichen Dynamik besser anhand der Zeitreihen der Ursprungsparameter untersuchen. In Bezug auf die *Auswirkungen* der Nährstoffe aufs Stettiner Haff jedoch ist die absolute Menge des Eintrags, folglich die Fracht, von Interesse. Um die Dynamik der Oder-Nährstofffrachten besser zu verstehen, ist eine Analyse der frachtbeeinflussenden Parameter im Einzugsgebiet erforderlich. Neben der zeitlichen Veränderung der Nährstoffeinträge, deren Pfaden und Quellen, erscheint auch eine ausführliche Analyse der Wetterbedingungen im Einzugsgebiet sinnvoll. Diese wirken sowohl auf die Dynamik des Abflusses als auch der Nährstoffeinträge ein und haben, ebenso wie die menschliche Nutzung, großen Einfluss auf die Dynamik der Nährstofffracht.

Um der Eutrophierung des Stettiner Haffs und der Ostsee entgegen zu wirken, müssen die Nährstoffemissionen im Einzugsgebiet der Oder weiter reduziert werden. Erste Erfol-

ge der bereits durchgeführten Maßnahmen sind bereits heute im Haff sichtbar. Es ist als wahrscheinlich anzusehen, dass das Stettiner Haff in der näheren Zukunft ein stark eutrophes bis hypertrophes System bleibt. Durch den Übergang von reiner Licht-Limitierung zu zeitweiliger Nährstoff-Limitierung würde jedoch die Biomasseproduktion verringert werden. Infolgedessen würden weniger intensive Algenblüten auftreten, das Wasser wäre weniger trüb und sauerstoffreicher. Die gesteigerte Gefahr potentiell toxischer Cyanobakterienblüten durch sommerliche N-Limitierung der Primärproduktion ist (bei kontinuierlicher Reduktion der Nährstoffeinträge) als temporäres Phänomen zu betrachten. Sobald die P-Konzentrationen ebenfalls limitierende Werte erreichen, wird jegliches Algenwachstum gehemmt.

Bei einem weiteren Ausbau der Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffemissionen im Oder-Einzugsgebiet und einer strikten Umsetzung der Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie wird sich die Wasserqualität des Stettiner Haff und der küstennahen Ostsee in den nächsten Jahrzehnten deutlich verbessern.

A Graphische Darstellung der berechneten Monatsfrachten im Stationsvergleich

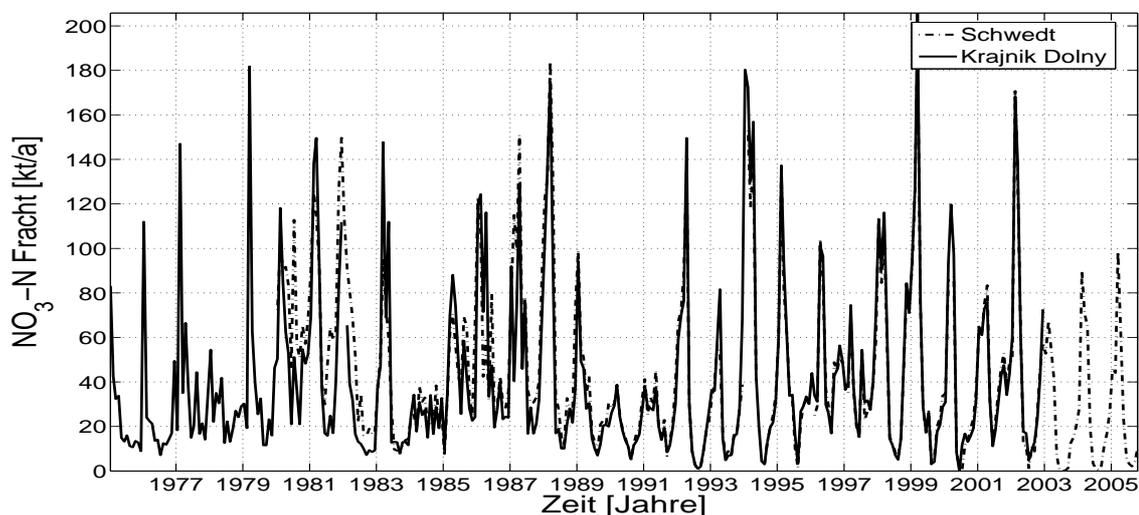


Abbildung 53: Monatsmittelwerte der *Nitrat-N* Fracht an den Stationen Krajnik Dolny und Schwedt von 1975 bis 2002 bzw. 1980 bis 2005. Daten: WIOS Stettin, IMGW, LUA Brandenburg, WSA Eberswalde.

Die Fracht der Oder an Nitrat-Stickstoff (Abb. 53) schwankt zwischen fast Null (August 1992 und Juni 2000) und 206 kt/a (März 1999). Werte von über 160 kt/a wurden in den Wintern 1979, 1988, 1994, 1999 und 2002 erreicht. Diese Winter waren abflussreich, was zu einer hohen NO_3 -Konzentration führte. Die extrem hohen Konzentrationswerte des Winters 1986 lassen sich aufgrund des geringeren Abflusses in den Frachtwerten nicht wiederfinden. Umgekehrt gilt das Gleiche für den hohen Abfluss bei geringer Konzentration während der Oderflut im Sommer 1997, welche mit einer Fracht von 55 kt/a einen sehr hohen Sommerwert darstellt aber nur halb so groß ist wie die durchschnittliche Winterfracht. In den trockenen Wintern 1984, 1990 und 1991 ist die Nitrat-N Fracht erwartungsgemäß gering. Die Jahre minimaler Sommerfracht 1992, 2000, 2003 und 2004 stimmen mit denen minimaler Nitrat-Konzentrationen überein. Mit Ausnahme des Sommers 2000 geht dies mit geringen Abflusswerten einher, welche sowohl über fehlenden Eintrag die Konzentration gering halten als auch (in doppeltem Maße) zu geringen Frachten führt. Im Sommer 2000 ist die niedrige Nitrat-Fracht eindeutig auf die extrem geringen Konzentrationen zurückzuführen, da der Abfluss nicht sonderlich gering war. Die Ursache liegt hier vermutlich in den überdurchschnittlich hohen Temperaturen des Jahres 2000 (Müller-Westermeier 2001).

Die Ammonium-N Fracht (Abb. 54) liegt im Sommer durchgängig bei weit unter 5 kt/a. Eine Ausnahme bilden die Sommerflut 1997 mit einer Fracht von ca. 6 kt/a und das nur bei Schwedt detektierte Hochwasser im August/September 1981 (über 8 kt/a), sowie die Jahre 1975 bis 1977. In letzteren könnte dies durch die geringe Datenmenge begründet sein. Die Maximalfracht von 52 kt/a (KD) bzw. 46 kt/a (S) wird im März 1985 erreicht, bei Schwedt im Februar 1987 mit 52 kt/a noch überschritten. Dass die

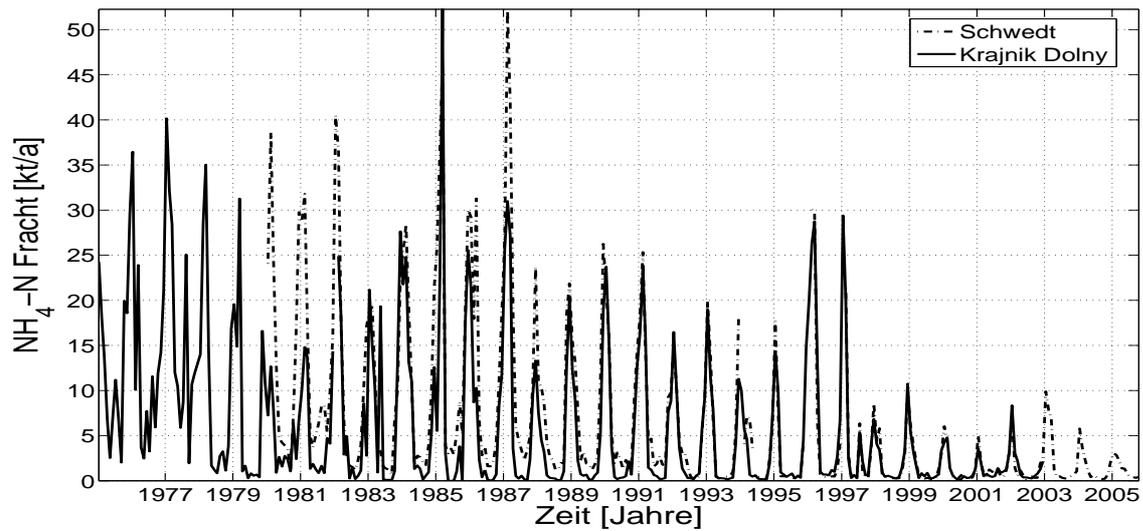


Abbildung 54: Monatsmittelwerte der *Ammonium-N* Fracht an den Stationen Krajnik Dolny und Schwedt von 1975 bis 2002 bzw. 1980 bis 2005. Daten: WIOS Stettin, IMGW, LUA Brandenburg, WSA Eberswalde.

hohe Konzentration des Winters 1984 sich nicht in der Fracht widerspiegelt, ist auf den geringen Abfluss zurückzuführen.

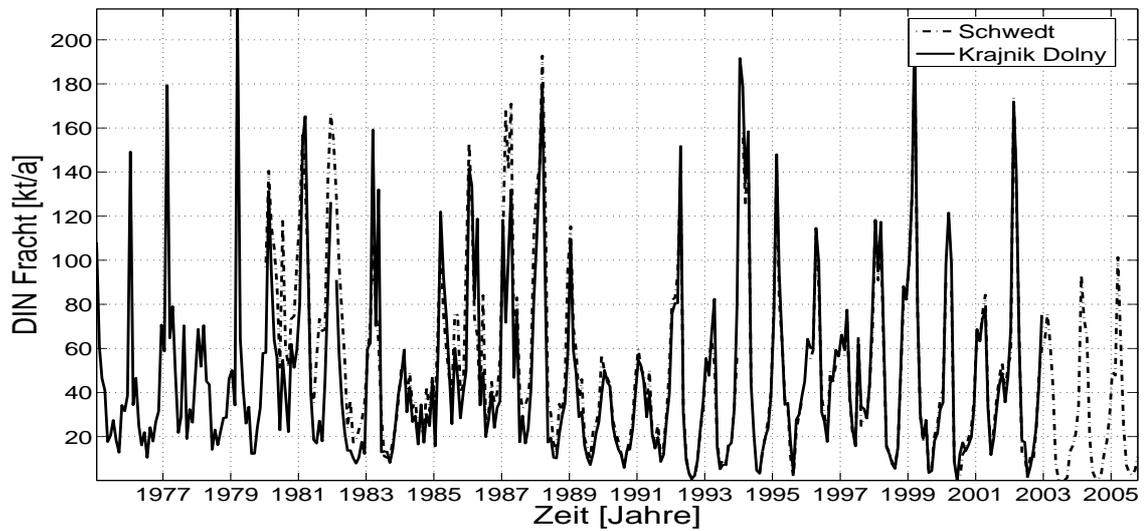


Abbildung 55: Monatsmittelwerte der *gelösten anorg. N (DIN)* Fracht an den Stationen Krajnik Dolny und Schwedt von 1975 bis 2002 bzw. 1980 bis 2005. Daten: WIOS Stettin, IMGW, LUA Brandenburg, WSA Eberswalde.

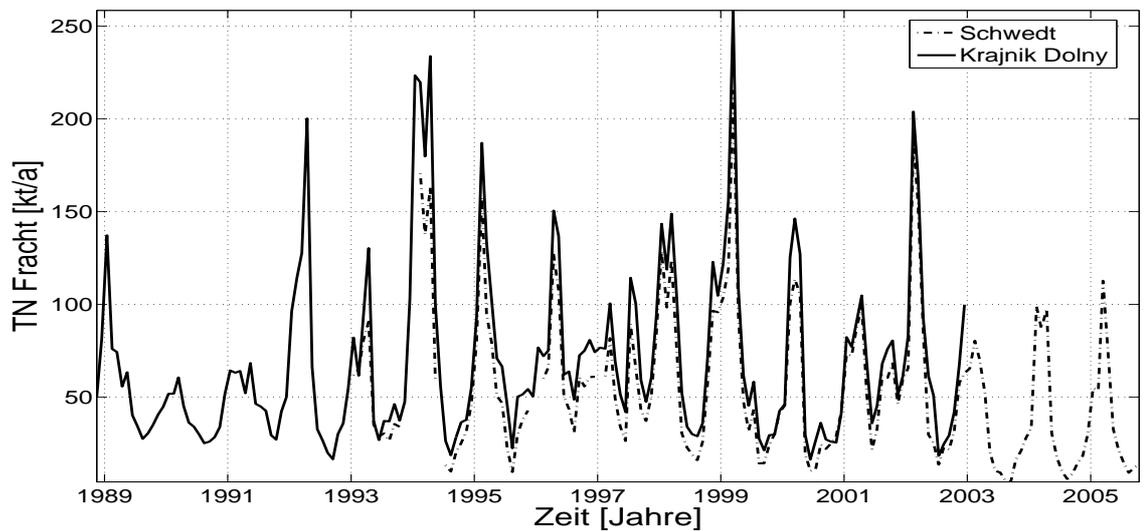


Abbildung 56: Monatsmittelwerte der *Gesamt-N* Fracht an den Stationen Krajnik Dolny und Schwedt von 1989 bis 2002 bzw. 1993 bis 2005. Daten: WIOS Stettin, IMGW, LUA Brandenburg, WSA Eberswalde.

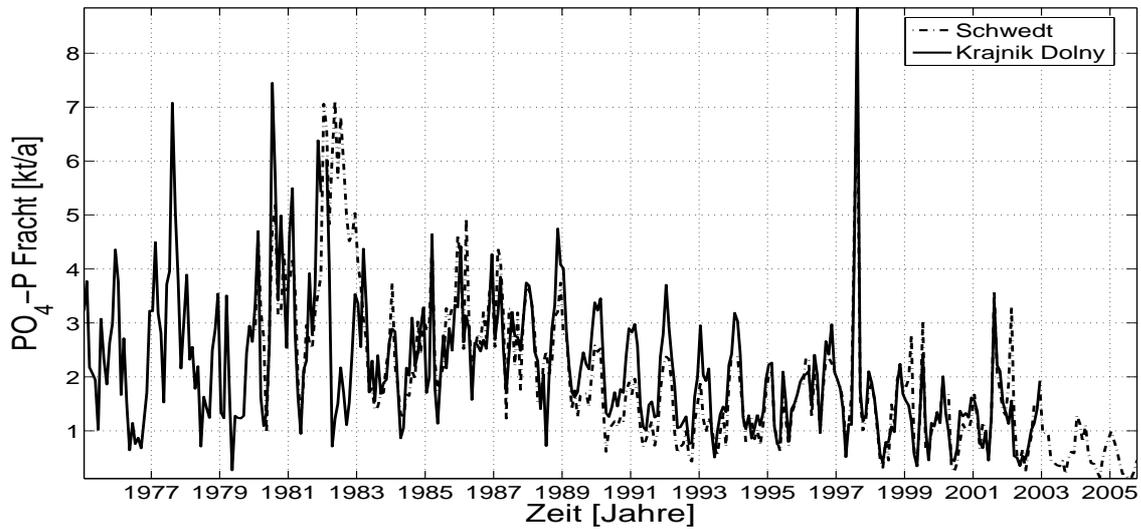


Abbildung 57: Monatsmittelwerte der *Phosphat-P* Fracht an den Stationen Krajnik Dolny und Schwedt von 1975 bis 2002 bzw. 1980 bis 2005. Daten: WIOS Stettin, IMGW, LUA Brandenburg, WSA Eberswalde.

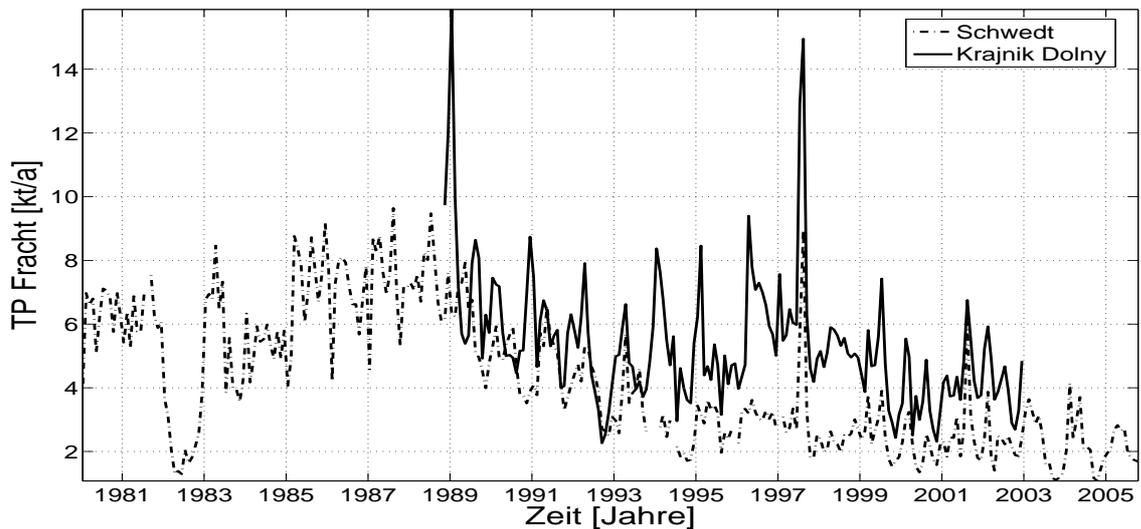


Abbildung 58: Monatsmittelwerte der *Gesamt-P* Fracht an den Stationen Krajnik Dolny und Schwedt von 1989 bis 2002 bzw. 1980 bis 2005. Daten: WIOS Stettin, IMGW, LUA Brandenburg, WSA Eberswalde.

B Mathematische Definitionen

Zum einfachen Verständnis der Arbeit werden an dieser Stelle einige der verwendeten mathematischen Begriffe kurz erläutert.

Mittelwert :

Das arithmetische Mittel \bar{x} einer Zeitreihe x der Länge n ist

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i. \quad (6)$$

Varianz :

Varianz und Standardabweichung sind Maße für die Streuung einer Zufallsvariable um ihren Erwartungswert. Im Falle einer konkreten Stichprobe (z.B. Zeitreihe) ist die empirische Varianz s^2 ein Maß für die Entfernung der Werte x von ihrem Mittelwert \bar{x} und berechnet sich als arithmetisches Mittel der quadratischen Abweichungen von x_i zu \bar{x} .

$$s_x^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \quad (7)$$

Standardabweichung :

Da die Varianz eine andere Einheit als die Daten besitzt, wird zusätzlich häufig die Quadratwurzel der Varianz, die so genannte Standardabweichung s berechnet.

$$s_x = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (8)$$

Kovarianz :

Als Kovarianz bezeichnet man die Varianz zwischen zwei unterschiedlichen Variablen (Zeitreihen) x und y .

$$cov_{xy} = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n ((x_i - \bar{x}) \cdot (y_i - \bar{y})). \quad (9)$$

Sie gibt Auskunft über den linearen Zusammenhang (positive Kovarianz = positiv linear korreliert, negativ = negativ linear korreliert, Null = linear unkorreliert).

Korrelationskoeffizient :

Um Aussagen über das quantitative Maß des linearen Zusammenhangs machen zu können, müssen die Zeitreihen normiert werden. Durch Division der Kovarianz von x und y durch deren empirische Standardabweichungen s_x und s_y ergibt sich der Korrelationskoeffizient r_{xy} (nach Bravais-Pearson):

$$r_{xy} = \frac{cov_{xy}}{s_x \cdot s_y} = \frac{\sum_{i=1}^n ((x_i - \bar{x}) \cdot (y_i - \bar{y}))}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}}. \quad (10)$$

Wird an Stelle zweier unterschiedlicher Variablen eine Zeitreihe zu zwei unterschiedlichen Zeitpunkten untersucht, spricht man von **Autokorrelation** bzw. **Autokovarianz**.

Eigenwert und Eigenvektor :

Der Eigenvektor \vec{x} einer Abbildung (Funktion f bzw. Matrix M) ist derjenige Vektor, welcher durch die Abbildung stets auf ein Vielfaches seiner selbst abgebildet wird. Die Länge des Eigenvektors \vec{x} wird dabei um den zugehörigen Eigenwert λ skaliert, seine Richtung bleibt gleich.

$$M \cdot \vec{x} = \lambda \cdot E \cdot \vec{x} \quad (11)$$

E bezeichnet die Einheitsmatrix, eine quadratische Matrix, deren Hauptdiagonale aus Einsen besteht, während alle anderen Elemente gleich Null sind.

Abbildungsverzeichnis

1	Karte des Untersuchungsgebietes: Die Oder und ihr Einzugsgebiet mit Fokus auf die Odermündungsregion	8
2	Karte der untersuchten Messstationen des Stettiner Haffs und der Oderbucht	13
3	Monatsmittelwerte der <i>Nitrat-N</i> Konzentration an den Stationen Schwedt und Krajnik Dolny von 1980 bis 2002 bzw. 2005	14
4	Monatsmittelwerte der <i>Ammonium-N</i> Konzentration an den Stationen Schwedt und Krajnik Dolny von 1980 bis 2002 bzw. 2005	15
5	Monatsmittelwerte der <i>DIN</i> Konzentration an den Stationen Schwedt und Krajnik Dolny von 1980 bis 2002 bzw. 2005	16
6	Monatsmittelwerte der <i>Gesamt-N</i> Konzentration an den Stationen Schwedt und Krajnik Dolny von 1980 bis 2002 bzw. 2005	17
7	Monatsmittelwerte der <i>Phosphat-P</i> Konzentration an den Stationen Schwedt und Krajnik Dolny von 1980 bis 2002 bzw. 2005	17
8	Monatsmittelwerte der <i>Gesamt-P</i> Konzentration an den Stationen Schwedt und Krajnik Dolny von 1980 bis 2002 bzw. 2005	18
9	Gegenüberstellung des Konzentrationsverlaufs von DIN und TN für die Station Krajnik Dolny und die Station Schwedt	19
10	Gegenüberstellung des Konzentrationsverlaufs von PO ₄ -P und TP für die Station Krajnik Dolny und die Station Schwedt	20
11	Monatsmittelwerte des <i>Abflusses</i> an den Stationen Schwedt und Krajnik Dolny von 1980 bis 2002 bzw. 2005	21
12	Zeitlicher Verlauf des mittleren Monats- und Jahresabflusses an der Station Schwedt von 1960 bis 2005	28
13	Abfluss-SSA: Eigenwerte der EOFs des ersten SSA-Durchlaufs über ihrem Rang und 90 %-Konfidenzlevel; signifikant erhöht sind EOFs der Ränge 1 und 2	29
14	Abfluss-SSA: Eigenwerte der EOFs des ersten SSA-Durchlaufs über ihrer Frequenz und 90 %-Konfidenzlevel; EOFs der Ränge 1 und 2 bei einer Frequenz von 1 Schwingung pro Jahr	29
15	Abfluss-SSA: Rekonstruierte Zeitreihe aus Jahres- und Halbjahresgang und Original-Zeitreihe	30
16	Abfluss-SSA: Frequenzspektrum der in Abb. 15 dargestellten rekonstruierten Zeitreihe; hohe spektrale Dichte des Jahres- und geringe des Halbjahresganges	30
17	Abfluss-SSA: Rekonstruierte Lange Komponente aus zweitem SSA-Durchlauf und Restkomponente des ersten Durchlaufs	31
18	Abfluss-SSA: Frequenzspektrum der in Abb. 17 dargestellten rekonstruierten Zeitreihe; Frequenz von 0.059 u. 0.094 Zyklen pro Jahr bzw. Periode von 17 u. 10.6 Jahren	32
19	Abfluss-SSA: Rekonstruierte Zeitreihe aus Jahres- und Halbjahresgang sowie Langer Komponente nach 2facher SSA und Original-Zeitreihe	32
20	Abfluss-SSA: Restkomponente nach 2facher SSA, Wintermonate schwarz und Sommermonate grau dargestellt	33

21	Zeitlicher Verlauf der mittleren Monats- und Jahresfracht des Gesamtstickstoffs (TN) von 1989 bis 2005	34
22	TN-Fracht-SSA: Rekonstruierte Lange Komponente aus zweitem SSA-Durchlauf und Restkomponente des ersten Durchlaufs	35
23	TN-Fracht-SSA: Rekonstruierte Zeitreihe aus Jahres- und Halbjahresgang sowie Langer Komponente nach 2facher SSA und Original-Zeitreihe	36
24	TN-Fracht-SSA: Restkomponente nach 2facher SSA, Wintermonate schwarz und Sommermonate grau dargestellt	36
25	Zeitlicher Verlauf der mittleren Monats- und Jahresfracht des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) von 1975 bis 2005	37
26	DIN-Fracht-SSA: Rekonstruierte Lange Komponente aus zweitem SSA-Durchlauf und Restkomponente des ersten Durchlaufs	37
27	DIN-Fracht-SSA: Rekonstruierte Zeitreihe aus Jahres- und Halbjahresgang sowie Langer Komponente nach 2facher SSA und Original-Zeitreihe	38
28	DIN-Fracht-SSA: Restkomponente nach 2facher SSA, Wintermonate schwarz und Sommermonate grau dargestellt	38
29	Zeitlicher Verlauf der mittleren Monats- und Jahresfracht des Gesamt-Phosphors (TP) an der Station Krajnik Dolny von 1989 bis 2002	39
30	Zeitlicher Verlauf der mittleren Monats- und Jahresfracht des Gesamt-Phosphors (TP) an der Station Krajnik Dolny von 1989 bis 2002	40
31	TP-Fracht-SSA: Rekonstruierte Lange Komponente aus zweitem SSA-Durchlauf und Restkomponente des ersten Durchlaufs	40
32	TP-Fracht-SSA: Rekonstruierte Zeitreihe nach 2facher SSA und Original-Zeitreihe	41
33	TP-Fracht-SSA: Restkomponente nach 2facher SSA, Wintermonate schwarz und Sommermonate grau dargestellt	41
34	Zeitlicher Verlauf der mittleren Monats- und Jahresfracht des Phosphat-Phosphors (PO ₄ -P) von 1975 bis 2005	42
35	PO ₄ -P-Fracht-SSA: Rekonstruierte Lange Komponente aus zweitem SSA-Durchlauf und Restkomponente des ersten Durchlaufs	43
36	PO ₄ -P-Fracht-SSA: Restkomponente nach 2facher SSA, Wintermonate schwarz und Sommermonate grau dargestellt	43
37	Vergleich der Langen Komponenten des Abflusses und der Frachten an gelöstem anorganischen Stickstoff, Gesamt-Stickstoff, Phosphat-Phosphor und Gesamt-Phosphor	44
38	Zeitlicher Verlauf der TN-Fracht der Oder und der TN-Konzentration im Kleinen Haff von 1989 bis 2005	46
39	Zeitlicher Verlauf der DIN-Fracht der Oder und der DIN-Konzentration im Kleinen Haff von 1975 bis 2005	46
40	Zeitlicher Verlauf der TP-Fracht der Oder und der TP-Konzentration im Kleinen Haff von 1989 bis 2002	47
41	Zeitlicher Verlauf der PO ₄ -P-Fracht der Oder und der PO ₄ -P-Konzentration im Kleinen Haff von 1975 bis 2005	47
42	Vergleich der Langen Komponenten der TN-Fracht der Oder und der TN-Konzentrationen der Haffstationen sowie der Oderbucht	49

43	Vergleich der Langen Komponenten der DIN-Fracht der Oder und der DIN-Konzentrationen der Haffstationen, sowie der Oderbucht und der küstennahen Ostsee	49
44	Vergleich der Langen Komponenten der TP-Fracht der Oder und der TP-Konzentrationen der Haffstationen sowie der Oderbucht	50
45	Vergleich der Langen Komponenten der PO ₄ -P-Fracht der Oder und der PO ₄ -P-Konzentrationen der Haffstationen sowie der Oderbucht	50
46	Vergleich der Kreuzkorrelationsfunktionen zwischen der DIN-Fracht der Oder und den DIN-Konzentrationen der Haff- und Buchtstationen, sowie zwischen PO ₄ -P-Fracht und PO ₄ -P-Konzentration	51
47	Boxplots der mittleren Jahrgänge der DIN-Fracht der Oder und der DIN-Konzentrationen des Haffs und der Oderbucht in den Zeiträumen 1980-1988, 1989-1995 und 1996-2003	55
48	Boxplots der mittleren Jahrgänge der TN-Fracht der Oder und der TN-Konzentrationen des Haffs und der Oderbucht in den Zeiträumen 1980-1988, 1989-1995 und 1996-2003	56
49	Boxplots der mittleren Jahrgänge der TP-Fracht der Oder und der TP-Konzentrationen des Haffs und der Oderbucht in den Zeiträumen 1980-1988, 1989-1995 und 1996-2003	57
50	Boxplots der mittleren Jahrgänge der PO ₄ -P-Fracht der Oder und der PO ₄ -P-Konzentrationen des Haffs und der Oderbucht in den Zeiträumen 1980-1988, 1989-1995 und 1996-2003	58
51	Boxplots der mittleren Jahrgänge des Oderabflusses und der Nährstofffrachten (TN, DIN, TP, PO ₄ -P) in den Zeiträumen 1980-1988, 1989-1995 und 1996-2003	59
52	Boxplots der mittleren Jahrgänge des Oderabflusses in den Zeiträumen 1966-1975, 1976-1985, 1986-1995 und 1996-2005	60
53	Monatsmittelwerte der <i>Nitrat-N</i> Fracht an den Stationen Krajnik Dolny und Schwedt von 1975 bis 2002 bzw. 1980 bis 2005	71
54	Monatsmittelwerte der <i>Ammonium-N</i> Fracht an den Stationen Krajnik Dolny und Schwedt von 1975 bis 2002 bzw. 1980 bis 2005	72
55	Monatsmittelwerte der <i>gelösten anorg. N (DIN)</i> Fracht an den Stationen Krajnik Dolny und Schwedt von 1975 bis 2002 bzw. 1980 bis 2005	73
56	Monatsmittelwerte der <i>Gesamt-N</i> Fracht an den Stationen Krajnik Dolny und Schwedt von 1989 bis 2002 bzw. 1993 bis 2005	73
57	Monatsmittelwerte der <i>Phosphat-P</i> Fracht an den Stationen Krajnik Dolny und Schwedt von 1975 bis 2002 bzw. 1980 bis 2005	74
58	Monatsmittelwerte der <i>Gesamt-P</i> Fracht an den Stationen Krajnik Dolny und Schwedt von 1989 bis 2002 bzw. 1980 bis 2005	74

Literaturverzeichnis

- ALLEN, M. R. ; SMITH, L. A.: Monte Carlo SSA: Detecting irregular oscillations in the presence of coloured noise. In: *J. Clim.* 9 (1996), S. 3373–3404
- BANGEL, Helge: Die Repräsentativität des Monitorings im Oderästuar - neue Anforderungen vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. In: *Marine Science Reports* 57 (2004), S. 67–84
- BANGEL, Helge ; SCHERNEWSKI, Gerald ; BACHOR, Alexander ; LANDSBERG-UCZWIWEK, Malgorzata: Spatial pattern and long-term development of water quality in the Oder Estuary. In: *Marine Science Reports* 57 (2004), S. 17–65
- BEHRENDT, Horst (Hrsg.) ; DANNOWSKI, Ralf (Hrsg.): *Nutrients and Heavy Metals in the Odra River System - Emissions from Point and Diffuse Sources, their Loads, and Scenario Calculations on Possible Changes*. Weißensee Verlag, Berlin, 2005
- BEHRENDT, Horst ; HUBER, Peter ; KORNMILCH, Matthias ; OPITZ, Dieter ; SCHMOLL, Oliver ; SCHOLZ, Gaby ; UEBE, Roger: Nutrient Emissions into River Basins of Germany. In: *UBA-Texte* 23/00 (2000)
- BEHRENDT, Horst ; OPITZ, Dieter ; KOROL, Rafalina ; STRONSKA, Marzena: Changes of Nutrient Loads of the Odra River during the Last Century - their Causes and Consequences. In: *ICID 21st European Regional Conference*, International Commission on Irrigation and Drainage, 2005
- BERNHARDT, Knut: *Zeitlokale Analysen und Multifraktale Modelle zur Landschafts- und Flussnetzwerkentstehung*, Universität Bayreuth, Diplomarbeit, 2002
- BISSOLLI, P. ; GÖRING, L. ; LEFEBVRE, Ch.: *Extreme Wetter- und Witterungsereignisse im 20. Jahrhundert*. 2001. – URL <http://www.glowa-elbe.de>
- BORCHARDT, Dietrich ; BOSENIUS, Udo ; DÖRR, Rolf-Dieter ; EWENS, Hans-Peter ; IRMER, Ulrich ; JEKEL, Heide ; KEPNER, Lutz ; MOHAUPT, Volker ; NAUMANN, Stephan ; RECHENBERG, Bettina ; RECHENBERG, Jörg ; RICHTER, Sandra ; RICHTER, Simone ; ROHRMOSER, Werner ; STRATENWERTH, Thomas ; WILLECKE, Jörg ; WOLTER, Rüdiger: *Die Wasserrahmenrichtlinie - Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (Veranst.), 2005
- BROOMHEAD, D. S. ; KING, Gregory P.: Extracting qualitative dynamics from experimental data. In: *Physica D* 20 (1986), S. 217–236
- CASPERS, H. ; KARBE, L.: Trophie und Saprobität als stoffwechselfeldynamischer Komplex. Gesichtspunkte für die Definition der Saprobitätsstufen. In: *Arch. Hydrobiol.* 61 (1966), S. 453–470
- DOLCH, Tobias: Die Auswirkungen der Wasserqualität auf den Tourismus - Eine Studie am Beispiel des Oderästuars. In: *Meereswissenschaftliche Berichte* 57 (2004), S. 223–288

- ELSTER, H. J.: Das limnologische Seentypensystem. Rückblick und Ausblick. In: *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 13 (1958), S. 101–120
- FREVERT, T.: The pe redox concept in natural sediment - water systems; its role in controlling phosphorus from lake sediments. In: *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 55 (1979), S. 278–297
- FREVERT, T.: Dissolved oxygen dependent phosphorus release from profundal sediments of Lake Constance (Obersee). In: *Hydrobiologia* 74 (1980), S. 17–28
- GHIL, M. ; ALLEN, M. R. ; DETTINGER, M. D. ; IDE, K. ; KONDRASHOV, D. ; MANN, M. E. ; ROBERTSON, A. W. ; SAUNDERS, A. ; TIAN, Y. ; VARADI, F. ; YIOU, P.: Advanced spectral methods for climatic time series. In: *Reviews of Geophysics* 40 (2001), S. 1–41
- MEYER, H. ; LAMPE, R. ; JONAS, P. ; BUCKMANN, K.: *Nährstoffe im Oderästuar - Transporte und Inventare*. Abschlußbericht des Projekts Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse (GOAP)
- HAMM, A.: Vergleichende Untersuchungen zur Bewertung von Phosphat und Phosphatersatzstoffen aus der Sicht der aquatischen Ökologie. In: *Z. Wasser Abwasser Forsch.* 22 (1989), S. 257–262
- HARTUNG, J. (Hrsg.): *Statistik, Lehrbuch der angewandten Statistik*. R. Oldenburg Verlag München Wien, 1996
- HAUFF, V. (Hrsg.): *Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung*. Eggenkamp Verlag, Greven, 1987
- HELCOM: The Third Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-3). In: *Baltic Sea Environment Proceedings* 70 (1998), S. 133
- JANSSEN, Frank: *Statistische Analyse mehrjähriger Variabilität der Hydrographie in Nord- und Ostsee*, Universität Hamburg, Dissertation, 2002
- KELLER, M. ; HILDEN, M. ; JOOST, M.: Vergleich von Schätzmethode für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Messprogramms 1995. In: *BfG-Bericht* 1078 (1997)
- LITTLEWOOD, I. G.: Hydrological regimes, sampling strategies, and assessment of errors in mass load estimates for United Kingdom rivers. In: *Environment International* 21 (1995), S. 211–220
- LÖSER, Nardine ; SEKÚCIŇSKA, Agnieszka: Integriertes Küste-Flusseinzugsgebiets-Management an der Oder/Odra: Hintergrundbericht. In: *IKZM-Oder Berichte* 14 (2005)
- MOHRHOLZ, V.: Transport- und Vermischungsprozesse in der Pommerschen Bucht. In: *Meereswissenschaftliche Berichte* (1998)

- MÜLLER-WESTERMEIER, G.: *Das Jahr 2000 als wärmstes Jahr des Jahrhunderts in Deutschland*. 2001. – URL <http://www.dwd.de>
- NEUMANN, Thomas ; SCHERNEWSKI, Gerald: An ecological model evaluation of two nutrient abatement strategies for the Baltic Sea. In: *Journal of Marine Systems* 56 (2005), S. 195–206
- OSPAR (Oslo-Paris-Commission) (Veranst.): *Principals of the comprehensive study of riverine inputs and direct discharges (RID)*. 1996
- OTT, Jörg: *Meereskunde: Einführung in die Geographie und Biologie der Ozeane*. Bd. 2. Stuttgart : Eugen Ulmer GmbH und Co., 1996
- SCHERNEWSKI, G. ; JÜLICH, W. D.: Risk assessment of virus infections in the Oder estuary (southern Baltic) on the basis of spatial transport and virus decay simulations. In: *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 203 (2001), S. 317–325
- SCHERNEWSKI, G. ; NEUMANN, T.: Impact of river basin management on the Baltic Sea: Ecological and economical implications of different nutrient load reduction strategies. In: *Sustainable Management of Transboundary Waters in Europe* (2002)
- SCHERNEWSKI, G. ; WIELGAT, M.: Eutrophication of the shallow Szczecin Lagoon (Baltic Sea): modelling, management and the impact of weather. In: BREBBIA, C. A. (Hrsg.): *Coastal Engineering V: Computer Modelling of Seas and Coastal Regions*. WIT press, 2001, S. 87–98
- SCHWOERBEL, Jürgen ; BRENDELBERGER, Heinz: *Einführung in die Limnologie*. München : Spektrum Akademischer Verlag, Elsevier GmbH, 2005
- SCHÖNBORN, Wilfried: *Fließgewässerbiologie*. Stuttgart : Gustav Fischer Verlag Jena, 1992
- SHUN, T. ; DUFFY, C. J.: Low-frequency oscillations in precipitation, temperature, and runoff on a west facing mountain front: A hydrogeologic interpretation. In: *Water Resour. Res.* 35 (1999), S. 191—201
- SOMMER, Ulrich: *Biologische Meereskunde*. Bd. 2. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2005
- VAUTARD, R. ; GHIL, M.: Singular spectrum analysis in nonlinear dynamics, with applications to paleoclimatic time series. In: *Physica D* 35 (1989), S. 395—424
- WIELGAT, Magdalena ; SCHERNEWSKI, Gerald: Impact of the Odra River nutrient load reductions on the trophic state of the Szczecin Lagoon: A modeling approach. In: *Sustainable Management of Transboundary Waters in Europe*, 2002

Internet-Quellen

IKZM-ODER (Hrsg.): *GOAP - Greifswalder Bodden und Oderästu-
ar Austauschprozesse: Zusammenfassung.* 1993-97. – URL
<http://www.ikzm-oder.de/goap-zusammenfassung.html>

EUCC - DIE KÜSTEN UNION DEUTSCHLAND E.V. (Hrsg.): *IKZM-D Lernen:
Informations-, Lern-, und Lehrmodule zu den Themen Küste, Meer und Integrier-
tes Küstenzonenmanagement (IKZM).* 2002-06. – URL <http://www.ikzm-d.de>

IKZM-ODER (Hrsg.): *Küsteninformationssystem Odermündung (KISO).* 2004-07. –
URL <http://www.ikzm-oder.de>

Danksagung

Für die Idee zu dieser Diplomarbeit, das „spontane Einspringen“, die Weitergabe der Haffdaten und die inhaltliche Unterstützung bedanke ich mich bei Dr. Gerald Schernewski; für den Vor-Ort-Beistand bei Dr. Dietmar Kraft. Des Weiteren gilt mein Dank Dr. Horst Behrendt vom IGB Berlin, der mir neben den von ihm zusammengestellten Nährstoff- und Abflussdaten der Oder auch seine MONERIS-Modellergebnisse zur Verfügung gestellt hat. Für eine schnelle und unkomplizierte Datenübermittlung danke ich Cornelia Lauschke vom WSA Eberswalde, sowie Sylke Wunsch und Ilona Tobian vom LUA Brandenburg.

Methodisch sowie moralisch wurde ich tatkräftig von Knut Bernhardt unterstützt. Alex Port und Tanja Kaminski haben sich sowohl als langfristiger Support als auch Notfallhelfer bewährt. Nicht zu vergessen mein Freund Holger Lohmann, der so einiges ausstehen hatte das letzte Jahr über, meine Launen jedoch mit Fassung getragen und mir stets den Rücken freigehalten hat. Und zu guter Letzt meine Familie: meine Großmutter, mein Bruder und insbesondere meine Eltern, die in siebenundzwanzig Lebensjahren stets für mich da waren. Ohne Euch alle wäre diese Diplomarbeit nicht möglich gewesen!

Danke!!!