



Deutsche Umwelthilfe



Helversen'sche Stiftung für
Arten- und Biotopschutz

Studium emisji biogenów w wybranych dopływach **ZALEWU SZCZECIŃSKIEGO** w Polsce i Niemczech

Studie zu Nährstoffeinträgen in ausgewählten Zuflüssen des Stettiner Haffs in Polen und Deutschland



Polska wersja



Interreg
Mecklenburg-Vorpommern/Brandenburg/Polska



Projekt współfinansowany jest przez Unię Europejską w Ramach Programu Współpracy Meklemburgia- Pomorze Przednie/ Branderburgia/ Polska Celu „Europejska Współpraca Terytorialna” ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego (EFRR)

SPIS TREŚCI

Wprowadzenie	3
CZĘŚĆ A	
Streszczenie wyników opracowań dla polskiego i niemieckiego obszaru zlewni Zalewu Szczecińskiego wraz z rekomendacjami	Część A-1
CZĘŚĆ B	
Studium emisji biogenów w zlewniach rzek Iny i Gowienicy jako bezpośrednich dopływów Zalewu Szczecińskiego	Część B-1
CZĘŚĆ C	
Studium emisji biogenów w zlewniach rzek Uecker, Randow i Welse jako dopływów Zalewu Szczecińskiego	Część C-1

Wprowadzenie

Obszar Delt Odry, położony w południowo-zachodniej części Morza Bałtyckiego, to szczególnie ważny – zarówno społecznie, gospodarczo, jak też przyrodniczo – łącznik wód słodkich i słonych, zasilany przez jedną z większych rzek zlewiska Bałtyku. Podobnie jak wszystkie rzeki, od niewielkich po ogromne, Odra jest arterią od zarania służącą migracji wielu gatunków: wodą, lądem i ponad nimi. Ujścia rzek były pierwszymi przyczółkami dla grup łowiecko-zbierackich, kolonizujących Europę w czasie epoki lodowcowej. Woda, zapewniająca bogactwo zasobów przyrodniczych oraz łatwy transport, była i jest kluczem do dobrobytu, co do dziś zachęca do osiedlania się wokół ujścia Odry do Bałtyku. To nie tylko ważny akwen rozrodu wielu gatunków ichtiofauny, ale także początek korytarza migracji do nowych obszarów położonych dalej na południe, w górę biegu rzeki. Delta Odry jest szczególnie ważnym przystankiem wzdłuż wschodnio-atlantycznej trasy przelotu ptaków między obszarami lęgowymi na Syberii Zachodniej i obszarami zimowania w Morzu Watta i Afryce Zachodniej.

Doliny rzek to miejsca szczególnie żyzne, gdzie i przed rewolucją agrarną dało się produkować wystarczające ilości żywności, a bogactwo wodnego życia dawało jeszcze niedawno dodatkowe możliwości, np. w postaci rybołówstwa. Zasobność wód Odry oraz jej doliny wynika z transportu wypłukiwanych ze zlewni osadów, w tym żyznych składników gleb. Z drugiej strony, stałe wysokie nawodnienie do lat 70-tych XX w. dało możliwość rozwoju mokradeł i torfowisk, działających jak naturalne oczyszczalnie, pochłaniające nadmiar materii oraz biogenów. Dzięki temu substancje te karmiły przyrodę, a nie ją zabijały, jak bywa obecnie. System był zrównoważony i sprawny. Pewne mechanizmy samoregulacji nadal funkcjonują, jednak ludzie, mniej lub bardziej świadomie ingerując w przyrodę, redukują lub likwidują najważniejsze usługi ekosystemowe: oczyszczanie i retencję wody i biogenów.

Zmiany w użytkowaniu gruntów, wprowadzanie zanieczyszczeń i nutrientów oraz nadmierne wykorzystywanie istniejących zasobów powodują silne, bezpośrednie i pośrednie oddziaływanie na ekosystem Delt Odry. Mimo że ilość substancji odżywczych wprowadzanych do laguny Odry, a w konsekwencji także do Morza Bałtyckiego – zwłaszcza fosforu i azotu – zmniejszyła się od lat 80-tych, eutrofizacja nadal stanowi stały problem w regionie. Około 75% ładunku azotu i co najmniej 95% ładunku fosforu wpływa do Bałtyku rzekami lub jako bezpośrednie zrzuty wody, przy czym rolnictwo jest głównym źródłem zrzutów azotu. Zdecydowana większość gruntów rolnych w zlewni Morza Bałtyckiego to własność prywatna; sektor prywatny odgrywa kluczową rolę w znajdowaniu opłacalnych rozwiązań służących ograniczeniu wycieku składników odżywczych z rolnictwa do wody.

Głównym założeniem projektu ImproRivHab INT114 jest poprawa stanu siedlisk rzecznych w dopływach Zalewu Szczecińskiego: Gowienicy i Iny na obszarach polskiej części zlewni Zalewu oraz Uecker, Randow i Welse po stronie niemieckiej. Niniejsze studium posłużyło jako merytoryczna podstawa do wykonania głównych działań projektu. Po stronie polskiej Towarzystwo Przyjaciół Rzek Ina i Gowienica podjęło się renaturyzacji odcinków rzek Ina i Gowienica poprzez usypanie przyzmy żwirowo-kamiennych. W Niemczech Fundacja na rzecz Ochrony Gatunków i Biotopów im. Helversena (Helvesen'sche Stiftung für Arten- und Biotopschutz) zadbała o poprawę stosunków wodnych na cennych przyrodniczo stawach w Biesenbrow w zlewni rzeki Welse m.in. poprzez usypanie brodu oraz nasadzenie krzewów w strefie buforowej. Działania te to przykłady nowoczesnych, zgodnych z najnowszą wiedzą o funkcjonowaniu cieków wodnych, interwencji ograniczających emisje biogenów do rzek.

Niniejsze opracowanie prezentuje zaobserwowane antropopresje w wybranych dorzeczach oraz ocenia przyczyny i stopień eutrofizacji wód. Studium składa się z trzech części:

- A. Streszczenie wyników opracowań dla polskiego i niemieckiego obszaru zlewni Zalewu Szczecińskiego wraz z rekomendacjami.
- B. Studium emisji biogenów po polskiej stronie, dla dwóch wschodnich dopływów Odry, Iny i Gowienicy.
- C. Studium emisji biogenów po niemieckiej stronie, dla systemów rzeki Uecker (z głównym dopływem Randow) oraz rzeki Welse (w języku niemieckim¹).

W imieniu zespołu projektowego życzę Państwu przyjemnej lektury!

Artur Furdyna, Towarzystwo Przyjaciół Rzek Iny i Gowienicy

Stepnica, listopad 2022

¹ Bliższych informacji na temat tego studium udzieli p. Katrin Schikorr, Deutsche Umwelthilfe, pod adresem: schikorr@duh.de (po niemiecku, angielsku bądź francusku).

CZĘŚĆ A



CZĘŚĆ A

Streszczenie wyników opracowań dla polskiego i niemieckiego obszaru zlewni Zalewu Szczecińskiego wraz z rekomendacjami

Artur Furdyna, Towarzystwo Przyjaciół Rzek Iny i Gowienicy

Wzmożona eutrofizacja wód, sygnalizowana jako możliwy problem ekologiczny od lat 50-tych ubiegłego stulecia, stała się uciążliwym faktem. Powszechnym problemem są zakwity fitoplanktonu na poziomie utrudniającym bądź wykluczającym korzystanie z wód, co może przekładać się na zapaść ekonomiczną całych sektorów gospodarki, od turystyki poprzez rolnictwo aż po zaopatrzenie w wodę pitną.

Projekt wychodzi naprzeciw tym zagrożeniom poprzez identyfikację konkretnych źródeł czynników stymulujących wzrost eutrofizacji w wybranych zlewniach dopływów Zalewu Szczecińskiego oraz wdrożenie praktycznych działań mogących ograniczyć niekorzystne skutki antropopresji. Mimo że biogeny ze wschodniej (PL) i zachodniej (DE) zlewni Zalewu Szczecińskiego spływają do jednego akwenu, ocenę stanu tych zlewni przeprowadziły dwa zespoły: po polskiej stronie partner wiodący projektu, Towarzystwo Przyjaciół Rzek Ina i Gowienica, po niemieckiej Biuro Projektowe UmweltPlan, na zlecenie partnera projektu Deutsche Umwelthilfe. Taki podział wynika ze specyfiki każdego z krajów: różne są nie tylko uwarunkowania przyrodnicze, ale też metodyka prac naukowych, czy też jakość i dostępność danych pomiarowych. W obu opracowaniach zawarto opisy poszczególnych zlewni (w Polsce: zlewni Iny i Gowienicy, w Niemczech: zlewni Welse oraz Uecker z głównym dopływem Randow) oraz wyniki badań i analiz dla każdej z nich. Na bazie wyników cząstkowych zidentyfikowano najważniejsze, wspólne dla obu badanych zlewni, obserwacje oraz koncepcje rozwiązań.

W przyszłości warto zlecić bardziej szczegółowy opis przedstawionych tu środków zaradczych oraz ocenę stosunku kosztów do korzyści. Byłby to kolejny krok w kierunku zaplanowania i wdrożenia konkretnych działań łagodzących eutrofizację. Jednocześnie studium może służyć jako opracowanie pomocnicze dla szerszych analiz przyczyn przeżyźnienia Zalewu Szczecińskiego.

Wnioski z wykonanych analiz i badań wokół Zalewu Szczecińskiego można podzielić na dwie grupy:

- 1) Obserwacje wspólne dla obu zlewni: wschodniej (PL) i zachodniej (DE);
- 2) Obserwacje specyficzne dla zlewni polskiej bądź niemieckiej.

1) ZBIEŻNOŚCI

Obszar wokół Zalewu ma charakter polodowcowy, ze znacznym zróżnicowaniem wysokościowym i jakościowym pod względem budowy geologicznej i historii. Wschodnią i zachodnią zlewnię łączy dość podobna mozaika użytkowania rolniczo-leśnego, co przekłada się na podobną strukturę emisji oraz presji na sieć rzeczną.

W obu zlewniach ujawniono niedomagania systemów oczyszczania ścieków, co skutkuje wrzuceniem do rzek dużych ładunków biogenów, a szczególnie fosforu.

Po obu stronach granicy wielokrotnie ingerowano w koryta rzek i ich doliny, przez co silnie zaburzono łączność w przekrojach dolin. To ogranicza depozycję ładunku biogenów w zalewowej części doliny, a przez to zdolność samooczyszczenia rzek.

By wzmocnić mechanizmy samooczyszczania rzek Iny i Gowienicy, w ramach projektu usypano sekwencje przybrzeżnych żwirowo-kamiennych. Struktury takie, z częścią wyniesioną ponad uśredniony poziom dna, są wielopiętrowo zasiedlane przez organizmy i rośliny filtrujące przepływającą przez nie wodę. Redukcji niesionych przez rzekę ładunków biogenów służą również naturalne wezbrania i zalania części doliny, kiedy to rzeka zostawia na zalewisku wypłukane z terenów w górze zlewni biogeny. Zjawiska te demonstrują znaczenie naturalnych usług ekosystemu doliny rzecznej w procesie ograniczania eutrofizacji.

2) RÓŻNICE

W Niemczech rolnicze użytkowanie przeważa na obszarze przyujściowym. Biogeny płyną do Zalewu Szczecińskiego na krótkim odcinku, siłą rzeczy mijając po drodze niewiele naturalnych filtrów. To może zwiększać poziom emisji biogenów do wód Zalewu. Po stronie wschodniej Zalewu i Dolnej Odry tereny rolnicze dominują głównie w górnej (rzeka Gowienica) oraz górnej i środkowej (rzeka Ina) części zlewni, co – z uwagi na dłuższy transport nutrientów w kierunku ujścia – sprzyja ich wychwytywaniu, a przez to ograniczeniu emisji ładunku do Zalewu Szczecińskiego.

Istotne różnice stwierdzono w podejściu rolników do obowiązku stosowania stref buforowych. W Polsce nierzadko stref tych brak lub są zbyt wąskie, w Niemczech zapisane w prawie szerokości pasów buforowych są z reguły sumiennie honorowane.

Na tym polu poprawy wymaga podejście rolników jako głównych użytkowników zlewni, szczególnie po stronie wschodniej Zalewu. W komunikacji z rolnikami konieczne jest uwzględnienie wniosków z prowadzonych ostatnio szerszych analiz skuteczności stref buforowych w różnych zlewniach. Badania naukowców z Uniwersytetu Adama Mickiewicza

w Poznaniu, we współpracy z ośrodkami z kilku innych krajów Unii Europejskiej, ujawniły tendencję do nasadzania wąskich, pojedynczych rzędów drzew i krzewów. Tak rozumiana strefa buforowa częstokroć nie wystarcza, by skutecznie ograniczyć sptyw biogenów do wód.

Wyniki badań po obu stronach Zalewu potwierdzają generalne błędy w dotychczasowej polityce wodnej, której skutków coraz dotkliwiej doświadcza sektor rolniczy i całe społeczeństwo. W rekomendacjach wskazujemy kierunki niezbędnych zmian.

Rekomendacje

Poniższe rekomendacje skierowane są do grona osób i instytucji zainteresowanych nowoczesną, opartą na najnowszej wiedzy naukowej, gospodarką wodną (w tym instytucji sektora publicznego, organizacji pozarządowych oraz ekspertów), zarówno w Polsce jak i w Niemczech.

W przypadku obu zlewni działania naprawcze skupiać trzeba na obszarach rolniczych i w sąsiedztwie obiektów oczyszczania lub wprowadzania ścieków, w podziale na działania w dolinach rzek (szczególnie ich częściach zalewowych) oraz redukujące emisje poza strefą rzeczną, w postaci stref buforowych lub – z braku innych możliwości – barier denitryfikacyjnych.

Rekomendacje w zakresie działań technicznych

Użytkowanie rolnicze

- Przy wyborze praktyk rolniczych należy uwzględniać warunki krajobrazu (takie jak nachylenie terenu czy skład gleby), tak by maksymalnie zredukować ucieczkę nawozów do wód naturalnych.
- Pomędzy strefą aktywności ludzkiej a korytem rzeki należy odtwarzać lub kreować strefy buforujące emisję. W razie braku możliwości wykorzystania naturalnych usług ekosystemowych (m.in. pasów roślinności) wskazane jest stawianie barier technicznych (tzw. barier denitryfikacyjnych, np. zaprojektowanych przez naukowców z Uniwersytetu Łódzkiego pod kierunkiem dr Agnieszki Bednarek).
- Rolniczo użytkowane części zlewni należy odwadniać w sposób kontrolowany, zwiększając retencję wody (i zawartych w niej biogenów) na polach.
- Poza okresem wegetacyjnym nie powinno się odprowadzać wody z terenów rolniczych do wód naturalnych.
- Na użytkowanych rolniczo terenach podmokłych należy wprowadzić alternatywne sposoby użytkowania, możliwe również w warunkach okresowego zalewania (takie jak paludikultura).

Oczyszczanie ścieków

- Systemy oczyszczania ścieków wymagają oceny pod kątem efektywności oraz – w razie słabej sprawności – poprawy tejże.
- Proces oczyszczania należy wydłużyć poprzez instalację na odprowadzalnikach ścieków oczyszczonych biofiltrów bądź fitolagun (układów doczyszczających na bazie struktur wykonanych z roślin żywych i/lub martwego drewna czy innych materiałów naturalnych).

Renaturyzacja wód płynących

- W każdej możliwej lokalizacji należy przywracać naturopodobne zróżnicowanie morfologii koryt rzek, w celu wzmocnienia funkcji doliny rzecznej jako obszaru retencji niesionych ze zlewni biogenów.
- Podmokłe części dolin rzecznych, szczególnie zatorfione, stanowią ważną część systemu samooczyszczania rzek; jako takie wymagają ochrony i utrzymania w stanie podmokłym.
- W sprzyjających warunkach należy odsuwać obwałowania od koryta rzeki, udostępniając zalewową część doliny ewentualnym wezbraniom.
- Szczególnie korzystne jest odtwarzanie lasów łągowych w dolinach rzecznych jako dodatkowych stref buforowych.

Rekomendacje w zakresie działań na poziomie instytucjonalnym

Na poziomie instytucji odpowiedzialnych za stan środowiska (również pod kątem stanu zlewni) konieczne jest opracowanie i wdrożenie nowej polityki wodnej zawierającej w sobie programy i narzędzia finansowe oraz prawne ukierunkowane na następujące obszary działań:

- Przywracanie wysokiego, zbliżonego do naturalnego, poziomu retencji w zlewni w celu:
 - poprawy bilansu wodnego krajobrazu, zwłaszcza w celu złagodzenia skutków długotrwałych okresów suszy;
 - ograniczenia procesów degradacji/murszenia gleb torfowych i redukcji uwalniania biogenów poprzez wyższe i dłuższe zalewanie obszarów torfowych.

- Modyfikacja systemów melioracyjnych w celu wzmocnienia procesów osadzania (sedymentacji) i eliminacji nadmiaru związków azotu (denitryfikacji), by zapobiec nadmiernej emisji biogenów do wód naturalnych.
- Wdrażanie programów tworzenia nadrzecznych stref buforowych i tworzenia/zachowania trwałych użytków zielonych.
- Renaturyzacja systemów rzecznych oraz zlewni, a szczególnie zalewowych części dolin.
- Zmniejszenie dopływu do wód naturalnych biogenów ze źródeł punktowych, takich jak oczyszczalnie ścieków.
- Optymalizacja sieci monitoringu dopływu ładunku biogenów z użytkowanych rolniczo części zlewni oraz zrzutów z systemów oczyszczania jako narzędzie poprawy wykrywalności nadmiernych emisji.

Rekomendacje w zakresie badań naukowych

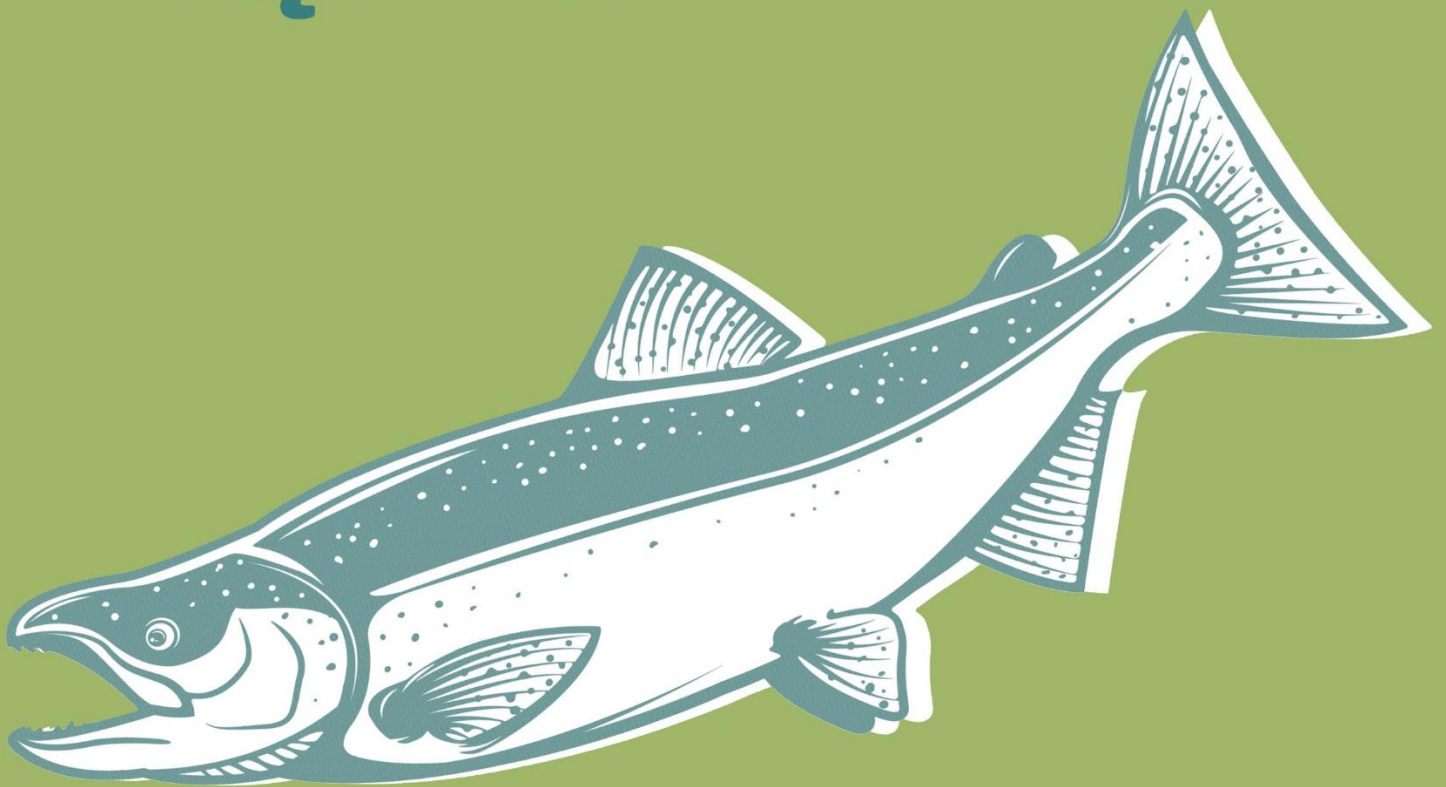
- Uzupelnienie stanu wiedzy w zakresie potencjału działań renaturyzacyjnych zlewni cząstkowych.
- Poszerzenie i doszczegółowienie monitoringu emisji biogenów, jako uzupełnienie ogólnych monitoringów stanu środowiska, zbyt ogólnych dla stawiania precyzyjnych diagnoz.
- Studia wykonalności kompleksowych działań naprawczych dla niemieckiej i polskiej części zlewni Zalewu Szczecińskiego nakierowane na przywrócenie dobrego stanu wód, w tym na odtworzenie maksymalnych możliwych poziomów retencji.
- Analiza możliwości poszerzania stref zalewowych jako miejsc retencji biogenów; analiza możliwości odsuwania lub usuwania obwałowań.
- Badanie mające na celu określenie bilansu składników pokarmowych w jeziorach na obszarze zlewni.



CZĘŚĆ B:
*Studium emisji w zlewniach rzek Iny i Gowienicy jako
bezpośrednich dopływów Zalewu Szczecińskiego*



CZĘŚĆ B





CZĘŚĆ B

Studium emisji w zlewniach rzek Iny i Gowienicy jako bezpośrednich dopływów Zalewu Szczecińskiego

Emissionsstudie für die Einzugsgebiete der Flüsse Ina und
Gowienica als direkte Zuflüsse ins Stettiner Haffs



Autorzy: Marcin Budniak (rzeka Ina)
Jan Krzystolik (rzeka Gowienica)

Konsultacja merytoryczna: Artur Furdyna

Redakcja: Marta Śmigrowska-Mohn

Stepnica, listopad 2022



Spis treści

CZĘŚĆ I: RZEKA INA	2
1. Wstęp	2
2. Charakterystyka doliny górnej Iny. Od źródła do Recza	4
3. Charakterystyka doliny środkowej Iny. Od Recza do Stargardu.	9
4. Charakterystyka doliny dolnej Iny. Od Stargardu do ujścia.	12
5. Ocena parametrów fizyko-chemicznych oraz biologicznych.	16
6. Studium emisji biogenych w zlewni Iny.	19
a. Zanieczyszczenia punktowe	20
b. Zanieczyszczenia obszarowe	23
8. Podsumowanie.....	26
9. Bibliografia	27
CZĘŚĆ II: RZEKA GOWIENICA.....	28
1. Opis zlewni rzeki Gowienicy.....	28
2. Wizje terenowe.....	29
a. Rzeka Stepnica.	30
b. Rzeka Gowienica – bieg górny.	32
c. Rzeka Gowienica – bieg środkowy.	34
d. Rzeka Gowienica – bieg dolny.....	37
3. Ocena parametrów fizyko-chemicznych oraz biologicznych.	41
4. Studium emisji substancji biogenych w zlewni Gowienicy.	46
a. Zanieczyszczenia obszarowe.....	46
b. Zanieczyszczenia punktowe.....	50
c. Zanieczyszczenia liniowe	54
5. Podsumowanie.....	56
6. Bibliografia	57



CZĘŚĆ I: RZEKA INA

Marcin Budniak

1. Wstęp

Raport ten powstał w ramach projektu „Poprawa siedlisk rzecznych poprzez zmniejszenie eutrofizacji i zwiększenie drożności rzek dla gatunków migrujących, jako warunku lepszego stanu wód śródlądowych, dopływów Zalewu Szczecińskiego i Morza Bałtyckiego (ImproRivHab_PLDE)”. Celem raportu jest zwiększenie skuteczności działań projektu w przeciwdziałaniu zwiększaniu trofii rzeki Iny i przywróceniu rzeki do dobrego stanu ekologicznego. Ocena wykonana została na podstawie raportów instytucji zajmujących się oceną stanu środowiska, prac naukowych oraz własnych badań i wizji terenowych wykonywanych w ramach projektu.

Ina jest rzeką II rzędu o długości 126 km i stanowi prawobrzeżny dopływ Odry, uchodząc do jej odnogi zwanej Domiąża nieopodal wsi Święta. Rzeką Ina i jej dopływy, meandrując po południowo-wschodniej części Niziny Szczecińskiej, zachodniej części Pojezierza Drawskiego oraz po północno-wschodniej części Pojezierza Myśliborskiego, obejmują swą zlewnię powierzchnię o wielkości 2130 km². Swój początek bierze Ina ze źródła zlokalizowanego na wschód od kolonii Gronówko na obszarze gminy Kalisz Pomorski, na równinie Drawskiej. Średni spadek rzeki w jej górnym biegu wynosi 4‰, w dolnym odcinku już tylko 0,2‰. Średni przepływ przy ujściu wynosi 10 m³/s. Maksymalna rozpiętość wahań stanów wody w dolnym biegu wynosi 3 metry.

Najważniejsze dopływy to rzeka Krąpiel wraz z dopływami (640,2 km²) oraz Mała Ina (368,2 km²), Stobnica (209,5 km²) i Reczyca (84,8 km²), a także mniejsze Reczanka, Sławęcinka, Małka, Wisetka, Biała Struga, Wiśniówka oraz Struga Goleniowska.

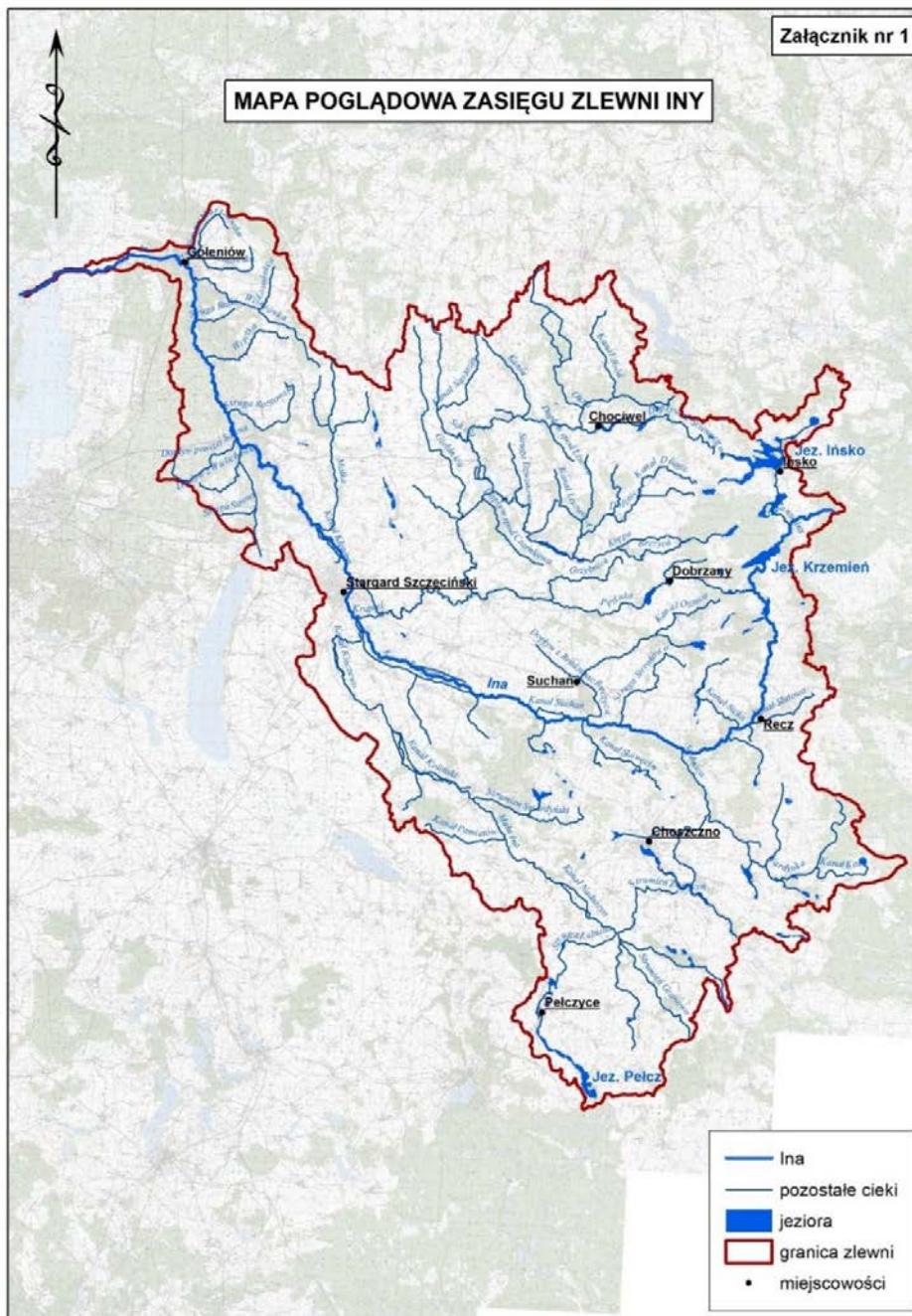
Zlewnia rzeki Iny obejmuje swym obszarem 12 gmin miejskich i wiejskich, co powoduje dużą podatność na zanieczyszczenia obszarowe pochodzenia rolniczego oraz punktowe z aglomeracji miejskich, spośród których najistotniejsze to Stargard, Goleniów, Choszczno, Recz i Dobrzany.

Główne źródła zanieczyszczenia wód Iny zlokalizowane są w rejonie zabudowy miejskiej, w sąsiedztwie Goleniowa i Stargardu. Przeważający udział w bilansie odprowadzanych zanieczyszczeń stanowią ścieki komunalne i przemysłowe z tych dwóch ośrodków miejskich.

Ina w swym biegu nosi ślady prac regulacyjnych brzegów oraz w postaci zabudowy piętrzącej. Najsilniej zmieniony jest jej dolny odcinek od Goleniowa do ujścia oraz od Recza do Stargardu. Dotyczy to także licznych jej dopływów. Prace melioracyjne sprawiły, że nurt rzeki został odcięty od licznych starorzeczy, gdzie wiele ryb znajdowało miejsce rozrodu i spokojnego wzrostu.



Niekorzystną cechą nieprzemyślanej melioracji jest również wycinanie zarośli wzdłuż koryta, co skutkuje wzrostem temperatury wody w okresie silnego nasłonecznienia oraz ogranicza możliwości zatrzymania spływających z pól nutrientów.



Mapa 1. Obszar zlewni rzeki Ina (źródło www.szczecin.rzgw.gov.pl).

2. Charakterystyka doliny górnej Iny. Od źródła do Recza

Źródła rzeki Iny zlokalizowane są na wysokości 108 m n.p.m. w obrzeżach dużego kompleksu leśnego, ok. 1,5 km na wschód od kolonii Gronówko. Liczne wsięki z gruntu, łącząc się ze sobą, już po kilkudziesięciu metrach tworzą wyraźny strumień wody. Ina przez pierwszy kilometr swojego biegu płynie pośród łągu olchowego wyraźnie odcinającego się od sosnowej monokultury w otaczającym lesie. Wartki nurt płynie po piaszczystym dnie z nielicznymi kamieniami porośniętymi hildenbrandią rzeczną (*Hildenbrandia rivularis*). Obszar źródłowy pierwszego kilometra Iny ma powierzchnię około 24 ha (Mapa 2), brak jest w nim zauważalnej aktualnej ingerencji człowieka, a tym samym źródeł zanieczyszczeń pochodzenia antropogenicznego.



Mapa 2. Obszar ok. 24 ha stanowiący źródłiska pierwszego kilometra rzeki Iny.

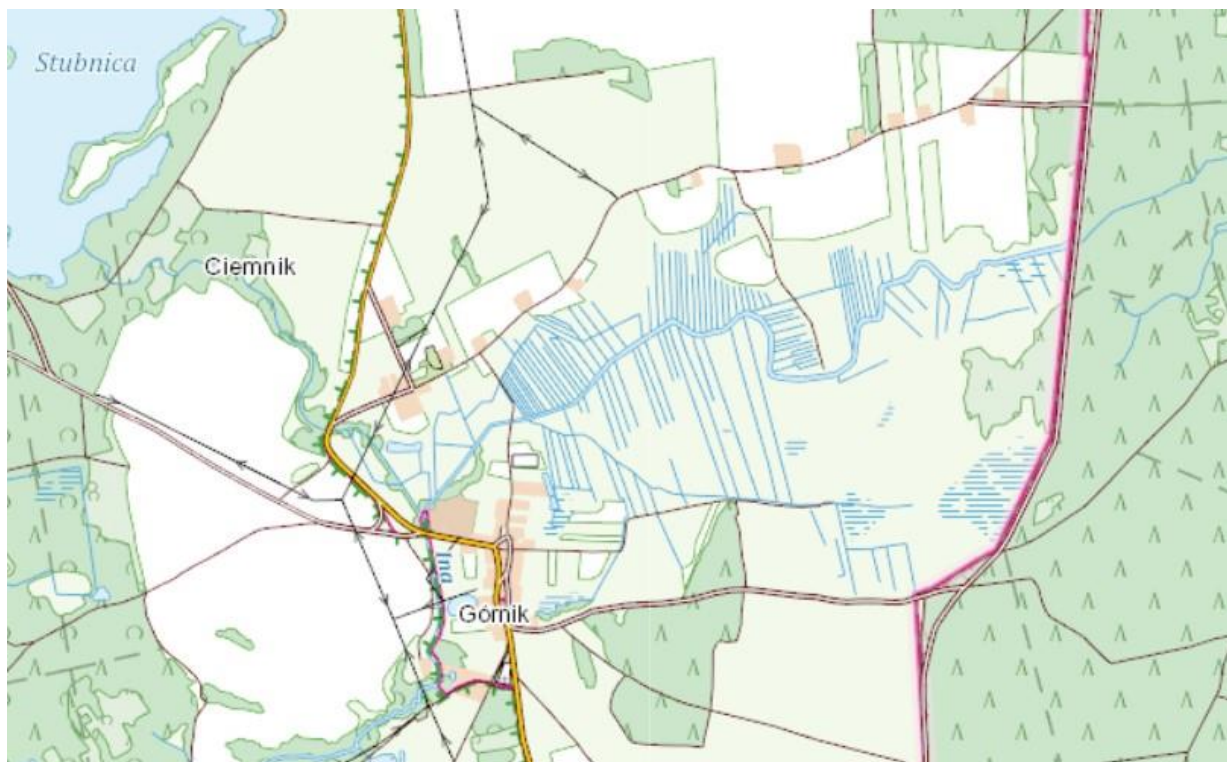


Fot. 1. Obszar lasu łęgowego na źródłiskach rzeki Iny, w tle las iglasty.

Obraz doliny diametralnie zmienia się, gdy Ina przepływa pod drogą asfaltową łączącą miejscowości Czertyń i Studnica. Rzeka od tego momentu płynie wyregulowanym korytem, brzegi początkowo porastają nieliczne drzewa, lecz przez kolejne kilometry biegu porasta je głównie trzcina pospolita (*Phragmites australis*). Długie proste odcinki biegu, charakterystyczne dla rzeki poddanej regulacjom, otaczają łąki kośne, pastwiska oraz nieliczne nieużytki. Ok. 260 ha (Mapa 3) podmokłej torfowej doliny jest poprzecinane licznymi rowami melioracyjnymi, odbierającymi wodę z gruntów rolnych i odprowadzającymi ją do koryta Iny (Mapa 4). Niskie klasy bonitacyjne użytków rolnych otaczających dolinę oraz małoskalowy, rodzinny charakter gospodarstw rolnych, znajdujących się w bezpośrednim sąsiedztwie doliny, powoduje niską intensywność produkcji rolnej. W dalszym sąsiedztwie obszaru doliny, w kierunku północnym oraz południowym, znajdują się duże połacie gruntów rolnych. Jednak i tu prowadzona gospodarka rolna nie jest intensywna, opiera się głównie na roślinach akceptujących niskiej jakości stanowiska glebowe, takich jak gryka, gorczyca, żyto lub owies. W dalszym biegu, w kierunku zachodnim, Ina przepływa w sąsiedztwie miejscowości Ciemnik. Od tego momentu rzeka zmienia kierunek przepływu na południowo-zachodni. W tym odcinku otoczenie rzeki jest pełne skrajności. Od kierunku północnego znajduje się około 60 hektarów użytku rolnego z dużym spadkiem w kierunku koryta rzeki, jego granice w kilku punktach oddzielone są od koryta Iny niespełna 20-metrowym pasem roślinności, sytuacja ta predysponuje do występowania zjawiska wypłukiwania wierzchniej warstwy gleby uprawnej podczas silnych deszczy. Na skutek erozji wypłukane osady, wraz z nawozami sztucznymi, przedostają się do wody w rzece.



Mapa 3. Obszar ok. 260 ha silnie przekształconej podmokłej doliny Iny przy kolonii Gronówko i wsi Ciemnik.



Mapa 4. Obszar jak na mapie 3. Tutaj widać drenaż doliny za pomocą sieci rowów melioracyjnych.



Kierunek południowy przynosi znaczącą zmianę krajobrazu: tu Ina sąsiaduje z rezerwatem przyrody nieożywionej Krzemieńskie Źródłiska o powierzchni 75,94 ha. Rezerwat porasta naturalny las mieszany, występują tam liczne źródłiska, które zasilają rzekę Inę lub spływają bezpośrednio do jeziora Krzemień. Na tym odcinku znajduje się pierwsza zapora poprzeczna w biegu Iny. Jest nią stary młyn, który obecnie pełni funkcję stacji myśliwskiej. Na skutek piętrzenia wody utrzymywany jest zbiornik o powierzchni około 5,5 arów wraz z kilkusetmetrową cofką. Taki stan rzeczy ogranicza proces samooczyszczania się rzeki. Ładunki biogenne oraz osady pochodzenia rolniczego, które przedostały się do rzeki w dotychczasowym jej biegu, akumulują się w zbiorniku zaporowym oraz cofce w korycie rzeki. Poniżej piętrzenia rzeka odzyskuje charakter zbliżony do naturalnego, spływając dnem doliny o znacznym, zbliżonym do podgórskich, spadku, ustatym gładziami i różnorodnymi frakcjami żwiru. Po około 500 m uchodzi do jeziora Krzemień. Fragment rzeki poniżej piętrzenia, jak i jej otoczenie, mają charakter naturalny. Przepływ burzliwy, z licznymi bystrotokami oraz zwałkami rozkładających się drzew, prawdopodobnie wzmacnia procesy samooczyszczania się rzeki. Dzięki temu jezioro Krzemień wciąż może utrzymywać II klasę czystości wody. Krzemień to jezioro o powierzchni 233,35 ha i maksymalnej głębokości 29,2 m. Według typologii rybackiej Krzemień jest jeziorem sielawowo-leszczowym. Dzięki dużej głębokości i dość dobrej jakości wody w jeziorze odpływająca Ina również jest w dobrej kondycji.



Fot. 2. Przekształcona dolina rzeki Iny poniżej źródlisk. W lewym górnym rogu widoczne jezioro Krzemień.

Odpływ rzeki Iny z jeziora znajduje się na wschód od miejscowości Krzemień w dużej zabagnionej zatoce. Przez niespełna kilometr rzeka płynie w otoczeniu pól uprawnych od



wschodniej strony, na przeciwległym brzegu znajdują się użytki zielone oraz zagajniki drzew. Ina przepływa przez miejscowość Krzemień dość krótkim, bo około 300-metrowym odcinkiem, w bezpośrednim sąsiedztwie gospodarstw domowych. W dalszym biegu rzeka wpływa w rozległy obszar leśny i płynie w stanie nienaruszonym aż do wsi Bytowo. Na tym odcinku w skład ichtiofauny wchodzi gatunki takie jak pstrąg potokowy (*Salmo trutta m. fario*), głowacz białopłetwy (*Cottus gobio*) czy minóg strumieniowy (*Lampetra planeri*). Powyższe gatunki należy traktować jako bioindykatory jakości środowiska wodnego. Przyroda sama wskazuje więc, że woda niesiona przez Inę w tym obszarze jest dobrej jakości. Rzeka przepływając w sąsiedztwie wsi Bytowo na odcinku około 700 m otoczona jest polami uprawnymi i użytkami zielonymi dochodzącymi tuż do koryta rzeki. Ina w tej miejscowości uchodzi do sztucznego zbiornika zaporowego, jeziora Bytowo. Zbiornik powstał na skutek piętrzenia nurtu rzeki Iny jazem znajdującym się na południowym brzegu jeziora. Zbiornik o powierzchni ok. 42 ha jest płytki, linię brzegową porasta roślinność wynurzona. Jezioro znajduje się w lokalnym zagłębieniu terenu, w otoczeniu pól uprawnych. Zbiornik wykorzystywany jest rybacko do ekstensywnej hodowli karpia. Powyższe czynniki sprawiają, że żyzność zbiornika jest wysoka, co skutkuje silnym zakwitaniem glonów praktycznie przez cały rok. Nagrzana woda ze znacznie zmniejszoną pojemnością rozpuszczonego tlenu w wodzie, wraz z ładunkiem biogenów pochodzących ze spływających okolicznych pól oraz hodowli karpia, znacząco zmienia warunki fizyko-chemiczne wody w rzece na odcinku poniżej jeziora Bytowo. Od tego momentu, na przestrzeni kolejnych 2 kilometrów, obserwuje się wysoki udział gatunków ryb karpiowatych, które wydostają się z jeziora Bytowo. Nurt rzeki znacznie spowalnia, a koryto rzeki nosi ślady licznych regulacji. Od strony zachodniej dolinę rzeki okalają lasy, zaś od strony wschodniej na wysokości wsi Sulibórz Ina rozpoczyna swój bieg w sąsiedztwie olbrzymich obszarów użytkowanych intensywnie rolniczo. Pola uprawne osiagające kilkaset hektarów powierzchni, ze spadkiem w stronę koryta rzeki, graniczą z nim oddzielone niespełna kilkudziesięciometrowym pasem podmokłych łąk. Ina przed wsią Rybaki płynie w wąskiej, głęboko wciętej dolinie porośniętej drzewami. Na odcinku tym rzeka płynie po dużym spadku dna, który utrzymuje się aż do miasta Recz. Rzeka od tego momentu jest odbiornikiem drenaży z okalających jej koryto pól uprawnych. Podczas licznych wizytacji tego obszaru w okresie wiosennym z łatwością zaobserwowano liczne rury drenarskie wychodzące z pól na skraj wąskiej doliny Iny. Po okresie ulewnych deszczy lub wiosennych roztopów olbrzymie ilości osadów dostają się do koryta Iny, powodując bardzo intensywne zmętnienie wody, utrzymujące się wiele kilometrów w nurcie rzeki. We wsi Rybaki na rzece Inie zlokalizowane jest kolejne piętrzenie poprzeczne, w postaci jazu z przepławką oraz nieczynnego kanału młyńskiego, doprowadzającego niegdyś spiętrzone wody Iny do nieczynnego już młyna. Piętrzenie znacznie utrudnia migrację organizmów wodnych. Cofka od piętrzenia jest nieznaczna, to zaledwie kilkanaście metrów, i nie zmienia koryta rzeki w zbiornik wodny.



3. Charakterystyka doliny środkowej Iny. Od Recza do Stargardu.

Rzeka Ina rozpoczyna swój bieg w obrębie miasta Recz od wysokiego jazu piętrzącego wody rzeki na potrzeby pobliskich hodowli pstrąga tęczowego oraz karpia. Wskutek piętrzenia wody przez jaz powstaje głęboka cofka o zasięgu kilkuset metrów. Mimo iż jaz wyposażony jest w przepławkę, jest to granica migracji troci wędrownej (*Salmo trutta m. trutta*). Przepławka podczas licznych wizji terenowych nigdy nie funkcjonowała prawidłowo. Potwierdzają to również wieloletnie inwentaryzacje tarłowe dorzecza Iny, nigdy nie stwierdzono tarłaków troci powyżej przedmiotowego piętrzenia. Hodowle ryb w formie kilkunastu stawów ziemnych, o łącznej powierzchni nie przekraczającej 15 ha, są pół-intensywną formą hodowli ryb. Mimo niewielkich rozmiarów, w okresie spuszczenia wody ze stawów, znacząco przyczyniają się do zmętnienia wody w korycie rzeki. Ina jest również odbiornikiem mułu oraz osadów pochodzących z dna stawów hodowlanych.



Fot. 3. Rzeka Ina poniżej miasta Recz w sąsiedztwie osuszanego na zimę kompleksu stawów karpionych.

Odcinek poniżej omawianych hodowli wyraźnie zmienia swój charakter. Pojawiają się łachy drobnego piachu, a na odcinkach z wolniejszym nurtem zalegają osady mułu. Po niespełna 500-metrowym leśnym odcinku Ina znów napotyka na jaz. Piętrzenie nie spełnia żadnych funkcji gospodarczych, wyposażone jest w sprawną przepławkę. Poniżej jazu rzeka przepływa pod drogą krajową nr 10, a następnie wpływa w zmodyfikowaną konstrukcję jazu, przerobioną na rampę denną. Ina, opuszczając obszar miasta Recz, odbiera wody strumienia Reczanka, na którym powyżej miasta zlokalizowany jest staw rybny o powierzchni ok. 30 ha. Dochodzi tu do



analogicznej sytuacji jak wspomniano powyżej. W okresie październik-listopad staw jest spuszczały w celu odłowy ryb. Gwałtownie opadająca woda porywa ze sobą zawieszinę oraz muł, przyczyniając się do potęgowania zjawiska zmętniania wody w korycie rzeki Ina. Po 1,5 km biegu rzeki Iny, w otoczeniu ekstensywnie użytkowanych łąk oraz młodników lasu poniżej Kolonii Recz, a także na wysokości wsi Pomień, rzeka przepływa w okolicy kolejnych hodowli karpia. Stawy ziemne umiejscowione są na niewielkich strumieniach, stanowiących dopływy rzeki Iny. W okresie jesiennym służą one do odprowadzania spuszczonej wody do Iny, wraz z ładunkiem odłożonym na dnie stawów hodowlanych. Mimo iż Ina na tym kilku kilometrowym odcinku jest rzeką dziczą, płynie w otoczeniu lasów łęgowych, w korycie z licznymi zwaliskami i zalegającym rumoszem drzewnym, swobodnie meandrując, nie jest w stanie poradzić sobie z ilością odprowadzonej zawiesziny. Doprowadza to do, trwającego blisko miesiąc, silnego zmętnienia wody, które ustaje dopiero po przepłukaniu koryta czystą wodą oraz zakończeniu procesu spuszczenia wody ze stawów hodowlanych. Rzeka Ina opuszczając kompleks leśny napotyka kolejny w jej biegu jaz, na wysokości wsi Wapnica. Urządzenie, choć odremontowane, nie jest wykorzystywane i nie piętrzy wód Iny. Jaz stanowi niejaką granicę, od której Ina wpływa w rozległą przekształconą przez człowieka dolinę torfowych łąk, która rozciąga się ponad 30 km aż do miasta Stargard. W odległości ok. 2 km w dół biegu rzeki od jazu Wapnica do Iny uchodzi rzeka Stobnica.



Fot. 4. Ujście rzeki Stobnicy (prawa strona kadru) do rzeki Iny (z lewej strony kadru).

Jest to w dotychczasowym biegu Iny jej największy dopływ, liczący 15,4 km długości, o powierzchni zlewni 201,14 km². Stobnica jest odbiornikiem ścieków z miasta Choszczno,



liczącego ok. 15 tyś. mieszkańców. Mimo iż miasto posiada oczyszczalnię ścieków, Stobnica niesie wodę o bardzo złych parametrach, a jej stan ekologiczny jest oceniany jako zły. W znaczący sposób zwiększa przepływ rzeki Iny i przy tym wprowadza do jej nurtu dużą ilość biogenów. Od ujścia Stobnicy w dół rzeka Ina płynie prostym uregulowanym korytem o piaszczystym, monotonnym dnie. Brak drzew i nadbrzeżnych krzewów oraz urozmaiconego przepływu nurtu, zmętnienie wody, a tym samym niewielka ilość roślinności wodnej w korycie, powoduje znaczne ograniczenie procesów samooczyszczania się wody. Po kilku kilometrach biegu rzeki znaczącym zjawiskiem urozmaicającym monotony charakter Iny jest ujście rzeki Reczyca oraz, około 300 m poniżej, rzeki Sławęcinki. Oba dopływy stanowią ważne tarliska ryb wędrownych oraz minogów. Niosą wodę czystą i dobrze natlenioną. Rzeka Reczyca o długości 16,8 km posiada na swym biegu jedną małą elektrownię wodną, znajdującą się w miejscowości Suchań, przez którą to Reczyca toczy swój bieg. Sławęcinka o długości 10,3 km i zlewni 34,77 km² płynie swobodnie prawie do samego ujścia, gdzie przepływa przez ruiny starego młyna. Oba dopływy, choć płyną w wąskich dzikich dolinach, otoczone są intensywnie użytkowanymi gruntami rolnymi. Poniżej mostu, na drodze Suchań-Choszczno, Ina na przeszło 20-kilometrowym odcinku płynie w przekształconym przez regulacje korycie. Na tym odcinku znajdują się trzy jazy o bliźniaczej konstrukcji na wysokości miejscowości Piasecznik, Lipka oraz Witkowo.



Fot. 5. Jaz piętrzący na rzece Inie na wysokości wsi Piasecznik.

Urządzenia te w czasie niskich stanów wód piętrzą wody Iny w celu nawadniania otaczających rzekę łąk, pastwisk i gruntów ornych. Te wykorzystywane intensywnie grunty poprzecinane są siecią rowów melioracyjnych, a od koryta rzeki odgradzone są wałami przeciwpowodziowymi.



Opisany powyżej obszar jest najintensywniej wykorzystywany rolniczo i ma bardzo duży wpływ na kondycję rzeki Iny. U skraju doliny znajdują się duże gospodarstwa wraz z przemysłowymi hodowlami bydła, trzody chlewnej, drobiu oraz norek. Występują tu olbrzymie przysmy pasz i kiszonek, nierzadko również obornika, przechowywane bezpośrednio na gruncie. Odcieki z takiej formy składowania mogą dostarczać potężne ładunki substancji biogenych do wód gruntowych, a także bezpośrednio lub pośrednio, poprzez sieć rowów melioracyjnych, do wód powierzchniowych rzeki Iny. Potwierdzeniem, że na tym biegu do rzeki wpływają znaczne ilości substancji biogenych, jest rokroczny masowy rozwój roślinności wodnej w korycie. Często jest tak intensywny, że blokuje przepływ w korycie Iny, powodując konieczność prac utrzymaniowych w korycie, polegających na wykaszaniu nadmiaru roślinności u schyłku jej wegetacji. Zwieńczeniem powyższego odcinka rzeki Iny jest ujście dopływu Mała Ina. Rzeka o długości 55,06 km i powierzchni zlewni 426 km² płynie przez równinę pyrzycko-stargardzką, odwadniając tym samym jeden z najbardziej intensywnie wykorzystywanych rolniczo obszarów w Polsce. Większość swojego biegu płynie w uregulowanym korycie, w otoczeniu pól uprawnych. Ze względu na bliskość upraw oraz związane z tym przeżyźnienie wód Mała Ina często poddawana jest pracom utrzymaniowym, polegającymi na wycinaniu roślinności wodnej i odmulaniu. Od ujścia Małej Iny rzeka Ina wpływa w obszar miasta Stargard.

4. Charakterystyka doliny dolnej Iny. Od Stargardu do ujścia.

Rzeka Ina, wpływając w obszar Stargardu, zasilana jest wodami swojego największego dopływu Krąpiel. Rzeka o długości 70 km w znacznym stopniu wpływa na zwiększenie przepływu wód w korycie Iny. Rozpoczynając swój bieg nieopodal Chociwła, odbiera wody z tamtejszej oczyszczalni ścieków. Przepływa przez kilka mniejszych miejscowości, w tym Gogolewo oraz Dalewo, a następnie Pęczino. Odcinek od Pęczina do granic miasta Stargard wyznaczono jako specjalny obszar ochrony siedlisk Dolina Krąpieli (obszar Natura 2000). Większość zlewni Krąpieli to tereny silnie użytkowane rolniczo. W bliskim sąsiedztwie rzeki występują również przemysłowe ферmy zwierząt. Rzeka zasila w wodę 300-hektarowe gospodarstwo stawowe hodujące karpie, jest też również odbiornikiem wód z hodowli podczas spuszczenia stawów na okres zimowy. Od Pęczina rzeka płynie z dużym spadkiem dna po żwirowo-kamienistym dnie. Dolina, choć wąska, wyraźnie odznacza się stromymi skarpami, gęsto porośniętymi drzewami liściastymi, z przeważającym udziałem buków i dębów. To doskonała strefa buforowa, wychwytyująca biogeny z intensywnie użytkowanych, dużych połaci gruntów ornych. W 2012 roku miała miejsce katastrofa ekologiczna na rzece Krąpiel, spowodowana zrzutem nieczystości z lokalnej oczyszczalni na wysokości wsi Ulikowo. Skutkiem zatrucia były udokumentowane masowe śnięcia ryb i innych organizmów wodnych na odcinku rzeki aż do Stargardu. Na Krąpieli znajdują się trzy małe elektrownie wodne, z czego największa we wsi Strachocin około 5 km przed ujściem do rzeki Iny. W sposób znaczący zmienia charakter rzeki cofką na odcinku około



500 m. Rzeka Krąpiel, mimo iż jest w znaczny sposób wykorzystywana gospodarczo, wciąż niesie wodę na tyle dobrej jakości, by mogły bytować w niej ryby takie jak pstrąg potokowy czy lipień.

Rzeka Ina, przepływając przez centrum 67-tysięcznego Stargardu, napotyka na węzeł wodny, w którego skład wchodzi jaz piętrzący z dobrze funkcjonującą przepławką oraz kanał młyński z małą elektrownią wodną. Rzeka w mieście odbiera liczne kanały z wodą deszczową, a także w trakcie dużych opadów wodę burzową, zmieszaną z nieoczyszczonymi ściekami bytowymi. Ładunek takiej mieszanki zanieczyszczeń zmienia jakość wody w Inie do tego stopnia, iż rokrocznie w okresie letnim dochodzi do masowych śnięć ryb, minogów oraz innych organizmów wodnych. Pozbawiona tlenu woda obserwowana jest w biegu Iny aż do wsi Rogowo, co stanowi kilkunastokilometrowy odcinek biegu rzeki.



Fot. 6. Zrzut nieoczyszczonych ścieków z kanału burzowego do rzeki Iny w mieście Stargard.



Fot. 7. Efekt zrzutu nieoczyszczonych ścieków z miasta Stargard. Śnięte ryby różnych gatunków zalegające w korycie rzeki.

Ina, od miasta Stargard przepływając przez kilka mniejszych miejscowości, odcinkami nabiera charakteru rzeki dziczałej. Występują meandry oraz różnorodne formy ukształtowania dna. Dalej jednak w wielu miejscach widoczne są ślady prac regulacyjnych. Obszar od Klępina w Gminie Stargard aż do mostu drogowego na drodze nr 142 naprzemiennie zajęty jest przez pola uprawne, łąki oraz pastwiska.



Fot. 8. Nadrzeczne pastwiska bydła na zdziczałym odcinku rzeki Iny na wysokości wsi Poczernin.

Na wysokości wsi Sowno Ina wpływa w obszar użytku ekologicznego „Dolina rzeki Iny” o powierzchni 177,86 ha, biegnący wzdłuż rzeki. Zmiana użytkowania doliny rzecznej jest diametralna. Od tego momentu Ina płynie pośród ekstensywnie użytkowanych łąk w sąsiedztwie dużego kompleksu leśnego puszczy Goleniowskiej. Przedmieścia ostatniego dużego ośrodka miejskiego na drodze rzeki Iny, miasta Goleniów, poprzedza odcinek typowo leśny ze zdziczałą formą koryta rzecznej.

Ina, przepływając przez Goleniów uregulowanym korytem, odbiera od miasta oczyszczone ścieki, a także wody opadowe spływające z ulic i obszaru miejskiego. Poniżej miasta rzeka otoczona wałami przeciwpowodziowymi przepływa przez podmokłe obszary użytkowane jako pastwiska i łąki. Taki krajobraz doliny zachowuje się aż do samego ujścia Iny do rzeki Odry.



Fot. 9. Odcinek przyujściowy rzeki Iny. Rzeka płynie w otoczeniu ekstensywnie użytkowanych łąk.

5. Ocena parametrów fizyko-chemicznych oraz biologicznych.

Niniejsza część raportu ma na celu analizę warunków fizyko-chemicznych oraz biologicznych wód rzeki Iny, ze szczególnym uwzględnieniem parametrów określających stopień eutrofizacji rzeki, a także wskazanie na istniejące i potencjalne źródła zanieczyszczeń biogennych w zlewni rzeki.

Nazwa punktu pomiarowego	Fitobentos		Makrofity		Makrobezkręgowce bentosowe		Ichtiofauna		
	Wartość indeksu	Klasa	Wartość indeksu	Klasa	Wartość indeksu	Klasa	Wartość indeksu	Wskaźnik ichtiofauny EFI+PL/IBI_PL/LFI+/LFI+/LFI_EN	Klasa
Ina poniżej Recza	0,587	2	38,2	2	0,557	3	0,5	0,705	2
Ina powyżej ujścia Małej Iny	0,514	2	36,9	2	0,555	3	-	0,5	4
Ina poniżej Stargardu (m. Sowno)	0,628	1	-	-	-	-	-	-	-
Ina poniżej Goleniowa	0,616	1	35,2	2	0,724	2	0,633	-	3

Tabela 1. Wartości parametrów biologicznych dla poszczególnych stanowisk na rzece Inie (na podstawie „Ocena jakości wód powierzchniowych w województwie zachodniopomorskim za 2017 rok”).



Parametry biologiczne na badanych odcinkach osiągają zróżnicowane klasy od 1 do 4. Szczególną uwagę należy zwrócić na stanowisko powyżej ujścia Małej Iny, gdzie parametr ichtiofauny osiąga 4 klasę, a makrobezkręgowce bentosowe 3 klasę. Tak niskie wartości klas, czyli stan umiarkowany i zły, mogą być skutkiem silnego przekształcenia koryta rzeki Iny na tym odcinku, a także negatywnego oddziaływania intensywnej produkcji rolniczej zlokalizowanej w dolinie rzecznej. Liczne obserwacje w terenie wskazują na silną eutrofizację tego odcinka rzeki. Punkt pomiarowy zlokalizowany w dolnym biegu rzeki Iny, czyli poniżej Goleniowa, wskazuje na poprawę warunków środowiskowych. Powodem tego może być zmiana sposobu użytkowania terenów w dolinie rzecznej, z intensywnej produkcji rolniczej na użytki ekologiczne oraz obszary leśne.

Nazwa punktu pomiarowego	Temperatura wody		Zawiesina ogólna		Tlen rozpuszczony		BZT5		ChZT-Cr		Ogólny węgiel organiczny	
	Średnia wartość [°C]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa
Ina poniżej Recza	11	1	23,7	>2	8,8	1	3,2	2	38	>2	12,7	>2
Ina powyżej ujścia Małej Iny	11	1	8,9	1	5,3	>2	3,2	>2	45	>2	16,5	>2
Ina poniżej Stargardu (m. Sowno)	11	1	-	-	7,0	>2	2,7	2	-	-	15,8	>2
Ina poniżej Goleniowa	11	1	11,7	2	9,1	1	2,9	2	40	2	14,6	>2

Tabela 2. Wartości parametrów fizyko-chemicznych dla poszczególnych stanowisk na rzece Inie (na podstawie „Ocena jakości wód powierzchniowych w województwie zachodniopomorskim za 2017 rok”).

Powyższa tabela (tabela 2) przedstawia dane o warunkach fizykochemicznych oraz tlenowych panujących na badanych punktach pomiarowych. Wskaźnik, który zwraca szczególną uwagę to wysoka zawartość zawiesiny ogólnej w punkcie pomiarowym poniżej Recza. Przyczyną tego zjawiska może być sposób zagospodarowania zlewni w formie dużych obszarów gruntów ornych, odprowadzających wodę z drenażu pól do rzeki, a także wpływ hodowli ryb, które odprowadzają wodę poprodukcyjną do koryta rzeki. Alarmującym zjawiskiem jest niska zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie na odcinku pomiarowym powyżej ujścia Małej Iny. Duża ilość biogenów spływających z pobliskich pól, pastwisk i łąk przyczynia się do zmniejszenia ilości tlenu na skutek poboru tlenu przez bakterie rozkładające dostarczaną w nadmiarze materię organiczną. Korzystną sytuację do rozwoju wykorzystują rośliny, które bujnie porastają



całe koryto Iny i rozkładając się pod koniec sezonu wegetacyjnego, przyczyniają się do okresowego zubażania zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie. Wskaźnikiem wysokiej zawartości materii organicznej w wodach Iny jest zawartość ogólnego węgla organicznego, gdzie na wszystkich punktach pomiarowych wskaźnik ten ma podwyższoną wartość.

Nazwa punktu pomiarowego	Azot amonowy		Azot azotanowy		Azot azotynowy		Azot ogólny		Fosfor fosforanowy		Fosfor ogólny	
	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa
Ina poniżej Recza	0,19	1	2,36	2	0,037	>2	3,7	1	0,057	1	0,23	2
Ina powyżej ujścia Małej Iny	0,22	2	2,15	>2	0,041	>2	3,6	>2	0,095	2	0,23	>2
Ina poniżej Stargardu (m. Sowno)	0,18	2	2,89	>2	0,049	>2	4,2	>2	0,073	2	0,20	2
Ina poniżej Goleniowa	0,12	2	2,78	>2	0,036	>2	4,2	>2	0,061	1	0,19	2

Tabela 3. Wartości stężenia związków azotu i fosforu dla poszczególnych stanowisk na rzece Inie (na podstawie „Ocena jakości wód powierzchniowych w województwie zachodniopomorskim za 2017 rok”).

W tabeli nr 3 zawarte są najistotniejsze z punktu widzenia oceny stopnia eutrofizacji dane o substancjach biogenych. Wszystkie parametry są podwyższone, z wyjątkiem górnego odcinka Iny, gdzie parametry azotu amonowego i azotu ogólnego wykazują pierwszą klasę. Dane obrazują zwiększanie zawartości substancji biogenych, a tym samym stopnia eutrofizacji w wodach Iny wraz z jej biegiem do ujścia.



Nazwa punktu pomiarowego	Łączna ocena parametrów biologicznych [klasa]	Łączna ocena parametrów fizykochemicznych	Stan/potencjał ekologiczny	Stan chemiczny	Ocena stanu jcw p
Ina poniżej Recza	3	2	Umiarkowany potencjał ekologiczny	Stan chemiczny poniżej dobrego	Zły stan wód
Ina powyżej ujścia Małej Iny	4	2	Słaby potencjał ekologiczny	Stan chemiczny poniżej dobrego	Zły stan wód
Ina poniżej Stargardu (m.Sowno)	1	2	Umiarkowany potencjał ekologiczny	Stan chemiczny dobry	Zły stan wód
Ina poniżej Goleniowa	3	2	Umiarkowany potencjał ekologiczny	Stan chemiczny poniżej dobrego	Zły stan wód

Tabela 4. Łączna ocena dla poszczególnych stanowisk na rzece Inie (na podstawie „Ocena jakości wód powierzchniowych w województwie zachodniopomorskim za 2017 rok”).

Podsumowaniem raportu Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska z 2017 roku jest tabela nr 4. W ocenie łącznej parametrów biologicznych wartości podane w klasie rozciągają się od 1 do 4 klasy. Najniższa klasa 4 charakteryzuje obszar najbardziej narażony na bezpośrednie oddziaływanie intensywnej produkcji rolniczej, ponadto rzeka na tym odcinku, pozbawiona cech naturalnej różnorodności koryta rzecznoego, nie ma możliwości efektywnego samooczyszczania się. Łączna ocena parametrów fizykochemicznych jest taka sama dla wszystkich punktów pomiarowych i jej wartość to 2 klasa. Stan/potencjał ekologiczny jest umiarkowany dla trzech z czterech punktów pomiarowych. Odcinek powyżej ujścia Małej Iny ma słaby potencjał ekologiczny. Dobry stan chemiczny wód wskazany został jedynie dla punktu na wysokości Sowna, w pozostałych obszarach stan chemiczny był poniżej dobrego. Ogólna ocena stanu jednolitych części wód powierzchniowych określona jest jako zły stan wód dla wszystkich punktów pomiarowych zlokalizowanych na różnych odcinkach biegu rzeki Iny.

Wyniki badań zawartych w raporcie jednoznacznie wskazują, iż wody rzeki Iny nie spełniają norm jakościowych nałożonych przez Ramową Dyrektywę Wodną. Stan rzeki Iny wymusza konieczność rozpoczęcia działań naprawczych w jej zlewni.

6. Studium emisji biogenych w zlewni Iny.

Na jakość wód płynących wpływ ma wiele czynników, w tym także czynniki naturalne takie jak warunki klimatyczne i hydrologiczne, naturalna erozja gleb i spływ biogenów ze zlewni. Jednak tempo zmian trofii, jakie obserwujemy na rzece Inie, wskazuje na duży wpływ człowieka. Podstawowymi czynnikami wpływającymi na stan wód są ich pobór, sposób wykorzystywania, odprowadzanie ścieków oraz sposób użytkowania powierzchni zlewni. Zanieczyszczenia



pochodzące ze źródeł przemysłowych i komunalnych oraz spływy powierzchniowe, zawierające związki biogenne, środki ochrony roślin oraz wyłukiwane frakcje gleby, to główne zagrożenia jakości wód. Istotne źródło zanieczyszczenia stanowią także nieoczyszczone wody opadowe odprowadzane z terenów zakładów, ciągów komunikacyjnych, miast i wsi.

Obserwacje zlewni rzeki Iny prowadzono podczas wizji terenowych przeprowadzanych w ramach projektu, posiłkując się mapami Corine Land Cover oraz Mapą Sozologiczną udostępnioną przez Geoportal. Obserwacjom poddano Inę wraz z dopływami oraz tereny przyległe mające bezpośredni wpływ na jakość wody, a także sposób użytkowania terenu w całości zlewni. Wizje terenowe objęły instalacje wprost wnoszące ładunek biogenów, jak oczyszczalnie ścieków oraz potencjalne źródła zanieczyszczeń biogenych zarówno punktowych, jak i obszarowych. Ponieważ największy wpływ na żyzność wód mają związki azotu i fosforu, szczególną uwagę zwracano na źródła tych pierwiastków.

a. Zanieczyszczenia punktowe

Zanieczyszczenia punktowe to między innymi ścieki odprowadzane w planowy sposób, najczęściej zrucane do rzeki lub jeziora w jednym miejscu za pomocą urządzenia hydrotechnicznego. Ścieki charakteryzuje duża koncentracja materii organicznej oraz biogenów. W zlewni rzeki Iny zanieczyszczeniami punktowymi są zrzuty ścieków komunalnych, zrzuty z hodowli ryb lub ferm przemysłowych.

Stawy hodowlane ryb w dorzeczu Iny rozmieszczone są głównie w górnej partii dorzecza. Największe z nich to ziemne stawy hodowlane karpie w miejscowości Dzwonowo zlokalizowane na rzece Krąpiel, a także jej dopływie Krępie. Kompleks liczący ponad 300 ha produkuje karpie w sposób pół-intensywny. Na obszarze hodowli znajduje się również duża wylęgarnia ryb. Dużym zagęszczeniem gospodarstw stawowych charakteryzuje się obszar wzdłuż rzeki Iny od miasta Recz aż do wsi Pomień. Znajdują się tam kilka gospodarstw o łącznej powierzchni lustra wody bliskiej 100 ha. Jedyna hodowla ryb ukierunkowana na hodowlę towarową pstrąga tęczowego znajduje się w miejscowości Chełpa na rzece Wardynka, która jest dopływem drugiego rzędu rzeki Iny. Oprócz hodowli typowo towarowych, w dorzeczu Iny znajdują się również ośrodki zarybieniowe Polskiego Związku Wędkarskiego. Wylęgarnia ryb zlokalizowana jest na przyujściowym odcinku dopływu Wiśniówka, natomiast ośrodek stawowy, gdzie podchowuje się materiał zarybieniowy, zlokalizowany jest na rzece Goleniowska Struga tuż na przedmieściach Goleniowa.



Fot. 10. Stawy hodowlane w otoczeniu koryta rzeki Iny w mieście Recz.

Produkcja w akwakulturze zlokalizowanej na rzece obciąża ją na szereg sposobów. Do Iny odprowadzana jest woda poprodukcyjna, zawierająca resztki paszy i odchodów ryb. Ładunek docierający do rzeki ze stawów hodowlanych może stanowić aż 70% zawartości fosforu w wodzie. Stawy hodowlane, jako zbiorniki płytkie o dużej powierzchni, w okresach letnich z łatwością nagrzewają się nawet do 30 °C, a ścieki odprowadzane do rzeki i tam powodują wzrost temperatury wody. Proces ten przyczynia się do pogarszania warunków termicznych i tlenowych m.in. dla ryb bytujących w rzece. Szczególnie narażone są ryby łososiowate występujące w Inie, które mają wysokie wymagania zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie. Woda spuszczana ze stawów hodowlanych karpia wprowadza do Iny znaczne ilości osadów oraz zanieczyszczeń powstałych w procesie odchowu tych ryb. Niestety część hodowli, głównie mniejszych, zlokalizowanych na Inie w okolicach miejscowości Recz, nie posiada lagun odstożnikowych, gdzie w procesie sedymentacji część zanieczyszczeń mogłaby zostać zatrzymana a następnie zneutralizowana.

Produkcja przemysłowa zwierząt niesie ze sobą szereg zagrożeń dla środowiska naturalnego. W szczególności, jeśli odbywa się wbrew dobrym praktykom rolniczym. Brak szczelnych płyt obornikowych, zbiorników na gnojnicę czy silosów do przechowywania kiszzonek przeznaczonych na pokarm to częste przypadki zaobserwowane podczas wizji terenowych w dorzeczu Iny. Jednym z przykładowych miejsc jest hodowla bydła opasowego w miejscowości Lipka. Olbrzymie przemy kiszzonek umiejscowiono bezpośrednio na gruncie, nie zadbane w żaden sposób o to, by odcieki nie dostawały się do wód gruntowych. Przemy te zlokalizowane są około 800 m od koryta Iny na przepuszczalnym torfowym gruncie o wysokim uwodnieniu.



Sytuacja ta sprzyja przedostawaniu się odcieków nasyconych substancjami organicznymi do wód gruntowych. Tą pośrednią drogą odcieki docierają do Iny, przyczyniając się do zwiększania eutrofizacji.



Fot. 11. Pole uprawne sięgające krawędzi koryta rzeki Reczycy, dopływu rzeki Iny. Widoczna na zdjęciu początkowa erozja brzegu oraz zainicjowana erozja gleby z powierzchni pola.



Fot. 12. Pryzma obornika w okresie poza wegetacyjnym składowana 50 m od rzeki Reczycy, dopływu rzeki Iny.



Największym źródłem zanieczyszczeń punktowych w zlewni Iny są zrzuty oczyszczalni ścieków. Najważniejsze oczyszczalnie ścieków w zlewni Iny znajdują się w Stargardzie, Goleniowie i Choszcznie. Spływ z tych zakładów z całą pewnością negatywnie oddziałuje na trofię rzeki, przyspieszając jej eutrofizację. Jednakże w wypadku kiedy oczyszczalnia funkcjonuje w sposób prawidłowy, negatywne efekty zrzutu oczyszczonych ścieków są niewielkie. Niestety w mieście Stargard cyklicznie dochodzi do odprowadzenia do rzek Iny wód opadowych zmieszanych z nieoczyszczonymi ściekami bytowymi. Dzieje się tak, ponieważ Stargard posiada ogólnospławną sieć dla wód opadowych i ścieków komunalnych. Podczas nawalnych opadów deszczy sieć kanalizacyjna zostaje przeciążona, a nadmiar ścieków trafia do rzeki. To bardzo groźne zjawisko skutkuje nie tylko poważnym pogorszeniem jakości wód w Inie, ale także powoduje deficyt tlenowy na wielu kilometrach biegu rzeki. Wskutek tego śmierć ponosi wiele organizmów wodnych, w tym ryb. W trakcie wizji terenowych proceder ten był wielokrotnie dokumentowany i zgłaszany odpowiednim służbom.



Fot. 13. Zrzut nieoczyszczonych ścieków kanałem burzowym do rzeki Iny w mieście Stargard.

b. Zanieczyszczenia obszarowe

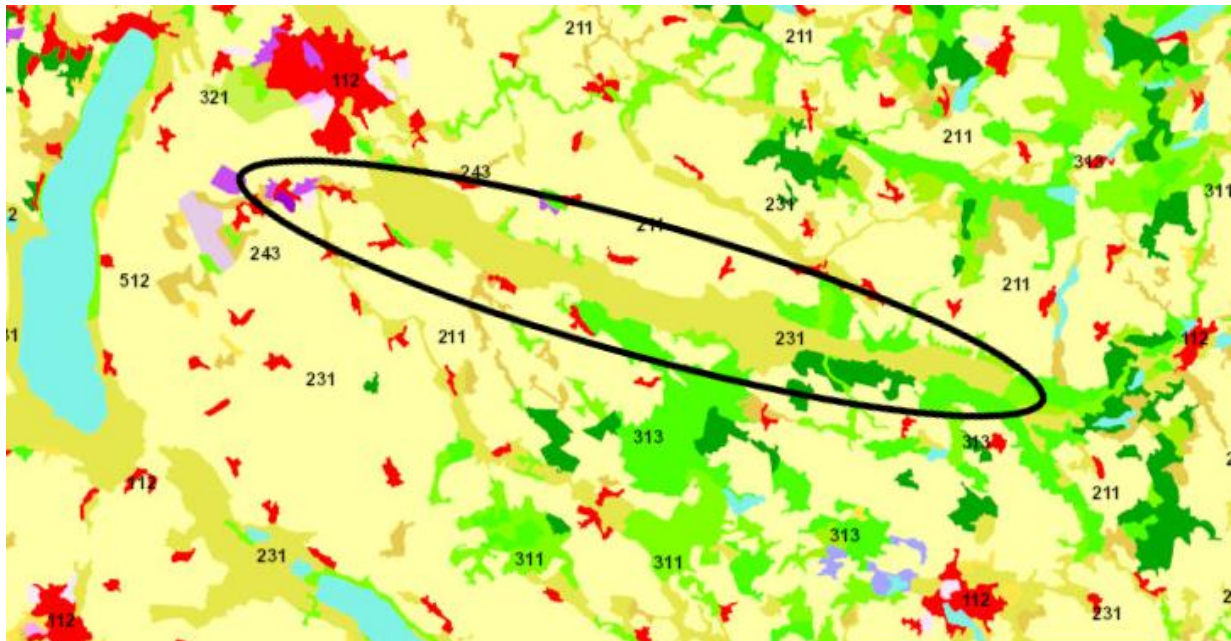
Zanieczyszczenia obszarowe to spływy z obszarów o znacznych powierzchniach, docierające do wód rzeki zazwyczaj wskutek wypłukiwania biogenów przez opady atmosferyczne. Największy wpływ na ilość ładunku biogenów dostających się do rzeki w wyniku zanieczyszczeń obszarowych ma sposób użytkowania zlewni. Głównymi źródłami biogenów będą w tym wypadku stosowane nawozy, pestycydy (oraz inne środki ochrony roślin) oraz gleby ulegające erozji.



Fot. 14. Dolina rzeki Iny powyżej miasta Stargard. Rzeka silnie przekształcona regulacjami, otoczona intensywnie użytkowanymi pastwiskami i łąkami.

Główne formy użytkowania terenów w zlewni rzeki Iny to min. obszary leśne, obszary rolne i obszary miejskie. Tereny leśne wpływają korzystnie na funkcjonowanie zlewni rzeki. Stanowią swoistą strefę buforową od pól uprawnych czy miejskich aglomeracji. Lasy pobierają związki azotu i fosforu z gleby, dzięki czemu ograniczają ich spływ do rzeki. Nadrzeczne lasy łęgowe, podczas wystąpienia wody z koryta rzeki, spełniają funkcję filtra i zatrzymują na swojej powierzchni osady oraz związki organiczne niesione przez wodę.

Główną formą użytkowania terenu w zlewni Iny są obszary rolne. Intensywne nawożenie nawozami mineralnymi lub pochodzenia zwierzęcego, często blisko rzeki, prowadzi do wypłukiwania związków azotu i fosforu wraz z opadami atmosferycznymi. Zdarza się również, że pole uprawne lub intensywnie użytkowana łąka czy pastwisko leży w obszarze zalewowym. Podczas wezbrania rzeka bezpośrednio występuje na użytek rolny, a płynąca woda wypłukuje z gruntu część zastosowanych wcześniej nawozów. Jednym z przykładów tak użytkowanych powierzchni terenów zalewowych jest obszar doliny Iny od Suchania do Stargardu.



Mapa 5. Obszar doliny rzeki Ina o nr 231 o formie użytkowania terenu jako łąki i pastwiska (mapa Corine Land Cover - Główny Inspektorat Ochrony Środowiska).

Mapa pokrycia terenu nr 5 wskazuje, że obszar na ww. odcinku doliny zajmuje powierzchnię 4172 ha. Rzeka na odcinku niemal 30 km obszaru zalewowego płynie pośród użytków rolnych, które w dużej części są intensywnie wykorzystywane. Taka forma zagospodarowania zlewni, w szczególności na terenach zalewowych, ma duży udział w intensyfikacji procesu eutrofizacji rzeki Iny.

Tereny miejskie charakteryzują się podłożem w znacznej części nieprzepuszczalnym (np. asfalt, beton, dachy). Skutkiem tego spływ z opadów atmosferycznych z tych terenów jest szybki i może zawierać sól drogową, smary czy paliwa. Zawartość substancji biogenych w spływach obszarowych z terenów miejskich jest niewielka.

Przyjmując metodykę zastosowaną przez Kornasia i Grześkowiaka (2011), obliczono przybliżony roczny ładunek azotu oraz fosforu dostającego się w wyniku spływu z obszarów miejskich największych miast w dorzeczu Iny, czyli Stargardu, Goleniowa, Choszczna i Recza. Założenia ww. pracy podano w tabeli 5.

Sposób zagospodarowania terenu	Roczny odpływ azotu do zlewni [kgN/ha]	Roczny odpływ fosforu [kgP/ha]
Tereny zabudowane	2,5	0,1

Tabela 5. Roczny spływ azotu i fosforu z ha w zależności od sposobu zagospodarowania terenu (na podstawie Kornasia i Grześkowiak 2011).



Miasto	Powierzchnia [ha]	Roczny odpływ azotu do zlewni [kgN]	Roczny odpływ fosforu [kgP]
Stargard	1153,04	2882,6	115,30
Goleniów	376,26	940,65	37,62
Choszczno	397,2	993	39,72
Recz	141,95	354,87	14,19
Łącznie		5171,12	206,83

Tabela 6. Przybliżone łączne roczne spływy azotu i fosforu dla obszarów wybranych miast.

Miasta takie jak Choszczno, Recz czy Chociwel położone są w górnych partiach dorzecza, gdzie wielkość przepływu rzek jest niewielka w stosunku do ilości biogenów, które wpływają do ich wód. Zjawisko to powoduje większe narażenie na eutrofizację górnej partii odcinków rzeki Iny oraz Stobnicy czy Krąpieli. W przypadku braku możliwości efektywnego samooczyszczania rzek, z powodu regulowania ich koryt oraz pojawianie się kolejnych źródeł zanieczyszczeń, powstaje efekt narastającego procesu eutrofizacji wraz z biegiem rzeki.

8. Podsumowanie

Ocena źródeł zanieczyszczeń w zlewni rzeki Iny wykazała największe narażenie górnego i środkowego fragmentu dorzecza. Przyczynia się do tego dominacja terenów rolniczych, w tym upraw wielkoobszarowych oraz bliskość przemysłowych ferm, a także aglomeracje miejskie zlokalizowane w tej części zlewni. W środkowym biegu koryto rzeki na wielu odcinkach jest uregulowane, co osłabia naturalne procesy oczyszczania wód oraz przyczynia się do szybszego odpływania wód ze zlewni. Nieprzestrzeganie katalogu dobrych praktyk rolniczych oraz źle zorganizowane gospodarki ściekowe miast to jedne z najpoważniejszych źródeł zanieczyszczeń.

Realizacja założeń projektu, w tym utworzenie sekwencji żwirowo-kamiennych bystrzy na rzece Inie, przyczyni się do zwiększenia efektywności procesów samooczyszczania się rzeki, ograniczy prędkość odpływu wody ze zlewni oraz utworzy nowe siedliska dla zwierząt i roślin. Dzięki ograniczeniu spływu substancji biogenych do wód Zalewu Szczecińskiego działania projektu znacząco przyczynią się do ograniczenia procesu eutrofizacji jego wód.



9. Bibliografia

1. Bajkiewicz-Grabowska E. 2002. Obieg materii w systemach rzeczno-jeziornych. Warszawa. Wydaw. UW ss. 274.
2. Bakierowska A., Złoczowska I., Kordas A., Wierchowska E., Gajdecki A., Sroka E., Szatkowska-Konon H. 2017. Ocena jakości wód powierzchniowych w województwie zachodniopomorskim za 2017 rok.
3. Blankenship, Karl. 2000 „The River Continuum Concept” Bay Dz.
4. Gołdyn R., Szyper H., Kowalczyńska-Madura K. 2004. Możliwości ograniczenia zasilania zewnętrznego wód jeziora Swarzędzkiego [w:] Materiały konferencyjne V Konferencji Naukowo Technicznej. Ochrona i rekultywacja jezior. Grudziądz 11–13.05.2004., s. 43–54.
5. Kajak Z. 1994. Hydrobiologia. Ekosystemy wód śródlądowych. Białystok. Dział Wydawnictw Filii UW ss. 326.
6. Kondracki J. 2000. Geografia regionalna polski. Wydawnictwa Naukowe PWN.
7. Kornaś M., Grześkowiak, A. 2011. Wpływ użytkowania zlewni na kształtowanie jakości wody w zbiornikach wodnych zlewni rzeki Drawa. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 11, 125-137.
8. Materiały wyjściowe do opracowania warunków korzystania z wód zlewni Gowienicy RZGW 2013.
9. Pyłka-Gutowska, E. 2000. Ekologia z ochroną środowiska: przewodnik. Wydawnictwo "Oświata".
10. <https://www.geoportal.gov.pl/>

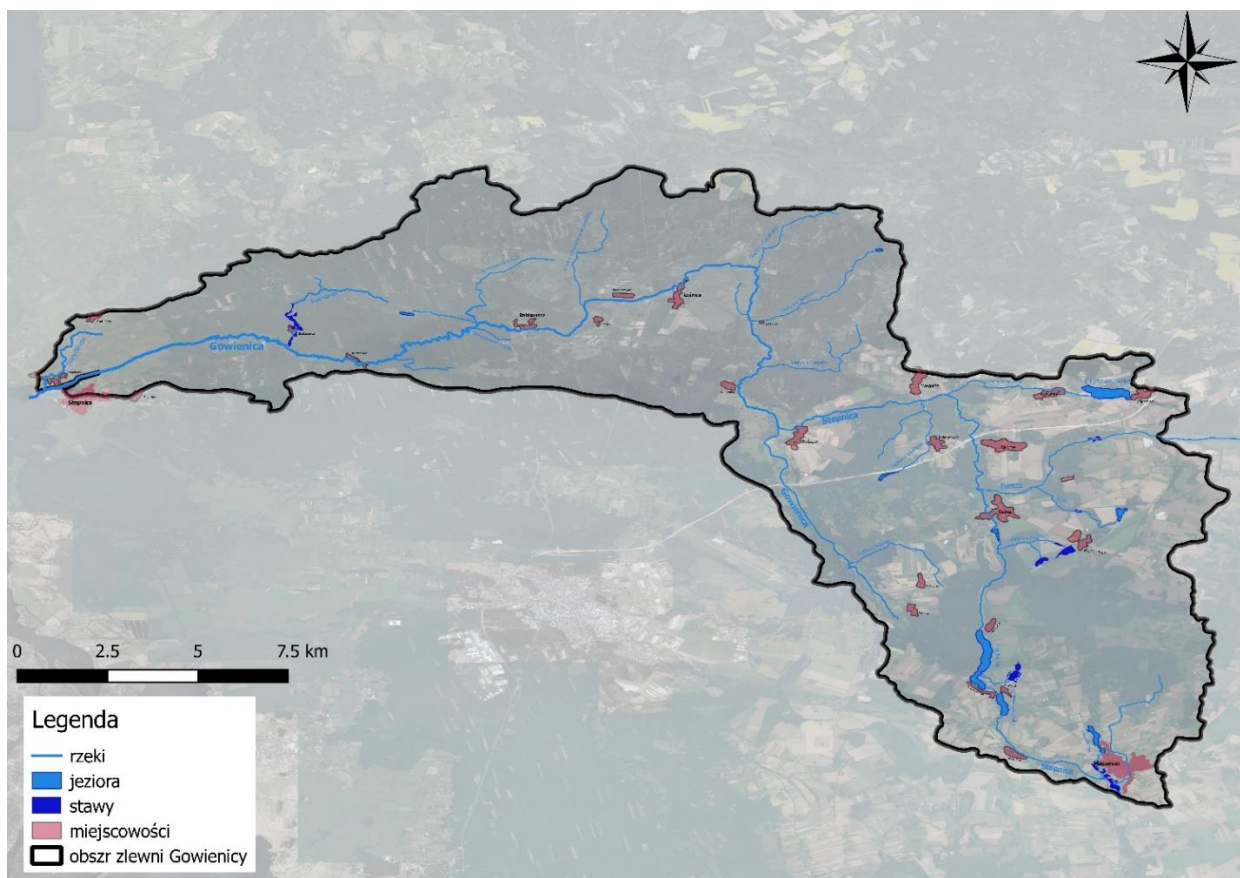


CZĘŚĆ II: RZKA GOWIENICA

Jan Krzystolik

Niniejszy raport ma na celu ocenę stopnia i przyczyn eutrofizacji rzeki Gowienicy. Ekspertyza ta umożliwi ukierunkowanie działań zaplanowanych do wykonania w projekcie w sposób maksymalizujący ich skuteczność w przeciwdziałaniu zwiększaniu trofii rzeki Gowienicy i przywróceniu rzeki do dobrego stanu ekologicznego. Ocena wykonana została na podstawie istniejących już raportów instytucji zajmujących się oceną stanu środowiska, prac naukowych oraz własnych badań i wizji terenowych wykonywanych w ramach projektu.

1. Opis zlewni rzeki Gowienicy.



Mapa 1. Mapa zlewni rzeki Gowienicy (opracowanie własne na podstawie www.geoportal.gov).

Rzeka Gowienica jest rzeką I-rzędową o długości 51 km, płynącą na terenie województwa zachodniopomorskiego, przez tereny dwóch równin: równiny goleniowskiej w dolnym i



środkowym biegu oraz równiny nowogardzkiej. Początki swoje bierze z podmokłych terenów torfowych zlokalizowanych w okolicy wsi Burowo, a uchodzi do Zalewu Szczecińskiego w miejscowości Stepnica. Różnica wysokości między najniższym (0 m n.p.m.), a najwyższym punktem (84,5 m n.p.m.) wynosi 84,5 m. Znacznymi różnicami poziomów charakteryzuje się przede wszystkim górna część zlewni. Na 36,2 km biegu do Gowienicy wpada jej największy dopływ – rzeka Stepnica, o całkowitej długości 34,2 km. Kolejnym ważnym dopływem w zlewni Gowienicy jest rzeka Pilesza, uchodząca do Stepnicy w miejscowości Osina.

Zlewnia rzeki Gowienicy stanowi obszar o powierzchni 369,5 km² (z czego 151 km² to zlewnia rzeki Stepnicy), znajdujący się w całości na terenie województwa zachodniopomorskiego, obejmujący swym zasięgiem sześć gmin: Osina, Maszewo, Przybiernów, Nowogard, Stepnica oraz Goleniów. Zlewnia należy do regionu wodnego Dolnej Odry i Pomorza Zachodniego. Łączna powierzchnia jezior w zlewni Gowienicy wynosi 209,5 ha, z czego się pięć największych znajduje się w zlewni Stepnicy. Są to jeziora: Lechickie (pow. 60,8 ha), Budziszewskie (pow. 18,7 ha), Olchowskie (pow. 45,8 ha), Długie (pow. 12,1 ha) oraz Maszewskie (pow. 12,6 ha). Wszystkie te jeziora mają charakter silnie eutroficzny.

W kształtowaniu klimatu zlewni przeważają wpływy wiatrów znad Morza Bałtyckiego i Północnego oraz Oceanu Atlantyckiego. Skutkiem tego są chłodne i wilgotne lata oraz ciepłe zimy z krótko utrzymującą się pokrywą śnieżną. Średnie opady roczne kształtują się na poziomie od ok. 550 mm do ok. 800 mm rocznie (dane IMGW do roku 2019).

Na terenie zlewni znajdują się trzy rezerваты: rezerwat Cisy Rokickie, rezerwat Krzywicki Mszar oraz rezerwat Wrzosiec. Ponadto, na podstawie unijnych dyrektyw ptasiej oraz siedliskowej, na terenie zlewni rzeki Gowienicy utworzono trzy obszary Natura 2000, w tym dwa obszary specjalnej ochrony ptaków (OSO): Puszcza Goleniowska (PLB320012) oraz łąki Skoszewskie (PLB320007), a także jeden obszar ochrony siedlisk (SOO): Ostoja Goleniowska (PLH320013).

Na terenie zlewni dominują lasy, stanowiące 55 % jej powierzchni. W znacznej części są to lasy iglaste (28,3%) oraz mieszane (15,7%); lasy liściaste zajmują 10,6 % powierzchni zlewni. Występują tutaj wyjątkowo cenne starodrzewy dębowe, bukowe, świerkowe i sosnowe. Lasy w zlewni Gowienicy stanowią dominującą formę użytkowania terenu, zwłaszcza w dolnym i środkowym biegu rzeki. Tereny rolne, znajdujące się głównie w górnej części zlewni Stepnicy i Gowienicy, zajmują 44 % powierzchni zlewni Gowienicy. Tereny zantropogenizowane stanowią 0,6% zlewni. Zdecydowaną większość zabudowy stanowią obszary wiejskie, największe miejscowości w zlewni Gowienicy to Stepnica, Maszewo oraz Osina.

2. Wizje terenowe.

Pierwszym etapem, koniecznym do sporządzenia studium emisji substancji biogennej, było dokładne poznanie charakterystyki cieku. Dlatego pierwszymi pracami wykonywanymi w ramach projektu ImproRivHab było przeprowadzenie badań bonitacyjnych i licznych wizji



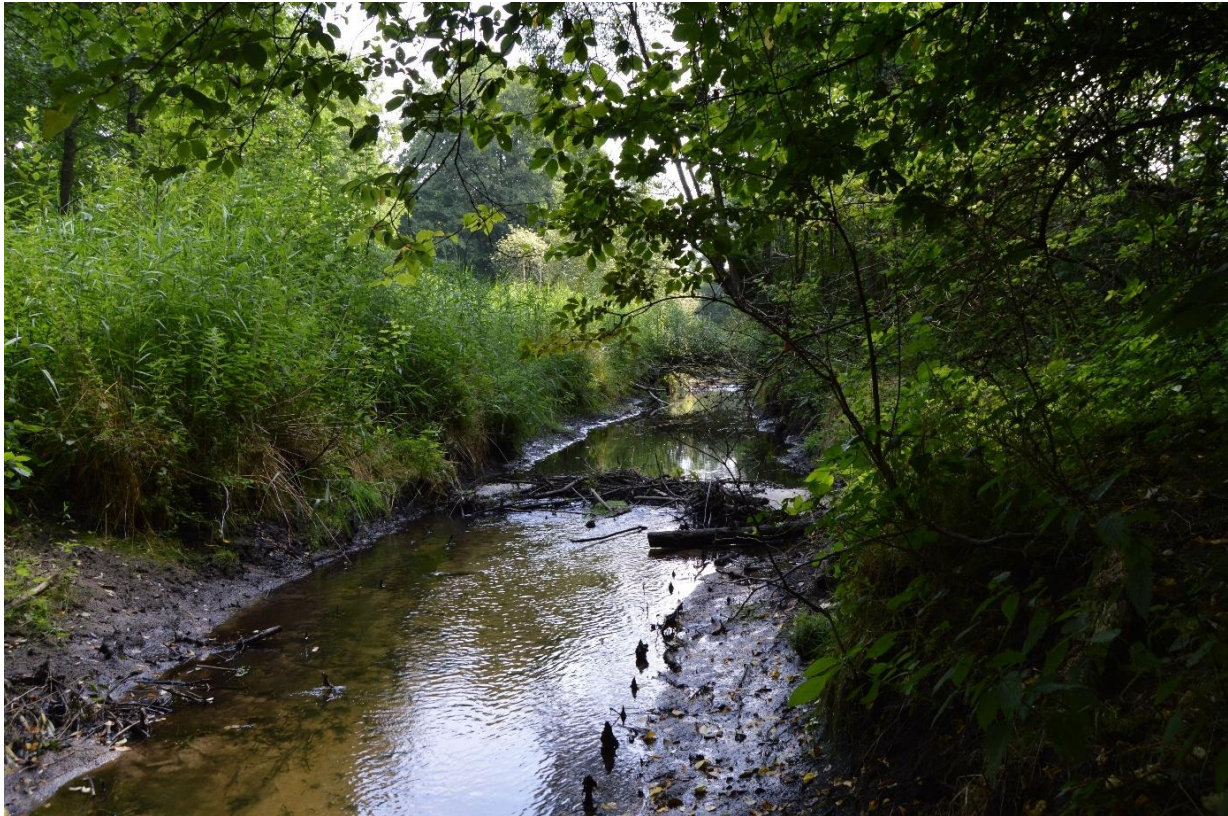
terenowych celem charakterystyki morfologicznej cieków oraz zróżnicowania siedlisk, w tym występujących w nich zespołów roślinnych i zwierzęcych. Dokładnie poznanie specyfiki rzeki pozwala na lokalizację odcinków najsilniej zdegradowanych, co będzie jedną ze składowych koniecznych do oceny wpływu rzeczywistego zlewni na ciek.

Warunki kształtujące siedliska w rzece Gowienicy są zmienne w zależności od odcinka cieków, przede wszystkim ze względu na duże zróżnicowanie użytkowania zlewni oraz zmiany spowodowane ingerencją człowieka w morfologię cieków – regulacje koryta i melioracje terenów przyległych. Rzekę Gowienicę oraz dopływy podzielono na cztery osobno charakteryzowane odcinki: odcinek górny – od źródeł do miejscowości Łoźnica, środkowy – od miejscowości Łoźnica do miejscowości Widzieńsko i dolny – od miejscowości Widzieńsko do ujścia oraz na główny dopływ, Stepnicę.

a. Rzeka Stepnica.

Rzeka Stepnica stanowi największy dopływ Gowienicy. Jej źródła znajdują się w okolicy wsi Maszewko, początkowo ma ona charakter niewielkiego śródleśnego strumienia. Przed Maszewem przepływa przez tereny rolnicze, gdzie poddana była regulacji i przyjmuje postać płytkiego śródleśnego rowu. W miejscowości Maszewo do Stepnicy wpada jej pierwszy duży dopływ, rzeka Leśnica. Wody rzeki Leśnicy niosą wodę bogatą w biogeny, gdyż przepływa ona przez bardzo żyzne, płytkie jezioro Maszewo o eutroficznym charakterze, a w dalszej części przez stawy, w których prowadzony jest chów karpia. Za Maszewem Stepnica płynie przez pola uprawne, jest silnie uregulowana, płynie prostym korytem o uregulowanym przekroju. Na dnie zalega znaczna ilość osadów mulistych, koryto jest silnie zarośnięte, przepływ jest nieznaczny, a woda miejscami wręcz stagnująca. Występująca w cieków rześa drobna (*Lemna minor*), charakterystyczna dla wód eutroficznymi i politroficznymi, świadczy o silnie postępującej eutrofizacji tego odcinka wskutek dużych ilości ładunku substancji biogeny. W dalszym swym biegu rzeka przepływa kolejno przez dwa jeziora: Budziszowskie i Lechickie, oba akweny to jeziora eutroficzne. Po wypłynięciu z Jeziora Lechickiego Stepnica płynie lasami, aż do miejscowości Osina. Koryto poddane zostało regulacjom i źle rozumianym pracom utrzymaniowym, ukierunkowanym na przyspieszenie spływu. Mimo tego w cieków, obok strzałki wodnej, nadal występują gatunki właściwe dla inicjalnej formy siedliska rzek włośnicznikowych – potocznic wąskolistny oraz rześl. W Osinie, obok cieków, zlokalizowana jest oczyszczalnia ścieków, która nie zawsze działa prawidłowo, co było przedmiotem interwencji

wędkarzy oraz Towarzystwa Przyjaciół Rzek Iny i Gowienicy TPRIG w roku 2018. Poniżej wsi do Stepnicy wpada jej największy dopływ – rzeka Pilesza.



Fot. 1. Rzeka Pilesza na swoim odcinku przyściowym (fot. J. Krzystolik)

Od tego momentu rzeka przepływa głównie przez lasy, dno jest piaszczyste, koryto meandrujące, a dno w sposób wyspowy porasta roślinność zanurzona. Przed miejscowością Węgorza do Stepnicy wpada Kanał Kościuszki niosący wody z eutroficznego jeziora Olchowskiego. W swoim ostatnim odcinku rzeka ma charakter bystrego cieku o charakterze „górkim”, z dnem kamienisto-żwirowym, stanowiącym dobre tarlisko dla ryb łososiowatych.

W biegu rzeki zaobserwowano ślady obecności bobrów, łącznie z przegrodzeniem koryta bobrową konstrukcją. Ma to wpływ na jakość wody, a także na łączność morfologiczną, pogłębiając proces przeżyźnienia.



Fot. 2. Stepnica w miejscowości Bodzęcin (fot. J. Krzystolik).

b. Rzeka Gowienica – bieg górny.

Rzeka Gowienica rozpoczyna swój bieg w okolicy wsi Mosty. Początkowo ma charakter niewielkiej śródpolnej strugi o prostym korycie i niewielkich przepływach. W okresie wegetacyjnym jej koryto jest silnie zarośnięte. Za dopływem z Redostowa, na krótkim odcinku, płynie przez lasy. Na leśnym odcinku ma bardziej naturalny charakter, miejscami tylko brzegi noszą ślady dawnych faszynowych umocnień. Rzeka na tym odcinku nadal jest bardzo płytka, a dno piaszczyste.



Fot. 3. Rzeka Gowienica poniżej dopływu z Rdetostowa (fot. J. Krzystolik).

Przed miejscowością Bodzęcin rzeka znowu wypływa na pola, a na jej dnie widoczna jest znaczna warstwa mułu. Koryto porośnięte jest w dużej części wynurzoną roślinnością wodną, w miejscach ze spokojniejszą wodą licznie występuje także rzęsa wodna. W miejscowości Bodzęcin do Gowienicy wpada jej największy dopływ – Stepnica. Od tego momentu rzeka niesie znacznie większe ilości wody i meandruje przez pola aż do wsi Niewiadowo. Spływy z łąk i pól dostarczają znaczne ilości biogenów, co objawia się silnym zarośnięciem koryta przez roślinność wynurzoną i zanurzoną, a na dnie zalegają znaczne ilości nierozłożonej materii organicznej. Za Niewiadowem rzeka płynie na granicy lasu oraz ekstensywnie użytkowanych łąk. Na odcinku tym po części odzyskuje swój naturalny charakter. Koryto wypłyca się i poszerza. Jednak na wysokości wsi Biebrówek, w wyniku dawnych regulacji oraz cofki spowodowanej jazem piętrzącym wodę na stawy pstrągowe w Łoźnicy, rzeka płynie już znacznie węższym i głębszym korytem. Ten stan utrzymuje się aż do jazu w miejscowości Łoźnica.



Fot. 4. Gowienica w okolicach wsi Biebrówek (fot. J. Krzystolik).

c. Rzeka Gowienica – bieg środkowy.

W miejscowości Łoźnica znajduje się trzecia, licząc od ujścia i jednocześnie największa zapora hydrotechniczna – jaz piętrzący wodę na obecnie modernizowaną i nie działającą hodowlę pstrąga tęczowego. Jaz ten stanowi kres wędrówek ryb łososiowatych, ponieważ jego wysokość nawet przy wysokiej wodzie uniemożliwia jego pokonanie. Na odcinku od miejscowości Łoźnica do miejscowości Budzieszowce rzeka płynie dość szerokim, płytkim korytem noszącym ślady regulacji głównie w postaci faszynowych umocnień brzegów. Gowienica płynie na tym odcinku w znacznej części wzdłuż luźnej zabudowy wiejskiej ciągnącej się od hodowli w Łoźnicy do mostu w Budzieszowcach. Dno jest piaszczysto-żwirowe, na odcinkach ze znacznym udziałem frakcji żwirowej dochodzi do tarła ryb łososiowatych oraz innych gatunków ryb litofilnych, najlepsze tarliska zlokalizowane są w okolicy wsi Budzieszowce.



Fot. 5. Gowienica we wsi Budziszowice. Znaczna ilość żwirowego substratu na dnie sprawia, że jest to ważny dla rozrodu ryb litofilnych odcinek ciek (fot. J. Krzystolik).

Poniżej tego miejsca Gowienica płynie dość wąskim, głębokim i stosunkowo prostym korytem noszącym ślady dawnych regulacji. Rzeka płynie tu w znacznej części przez łąki i pola uprawne, a poniżej miejscowości Dżisna także przez lasy. W miejscowości Babigoszcz znajduje się kolejna przeszkoda hydrotechniczna – ruiny starego młyna wodnego. Jest to jaz o wysokości ok. 2 m. Pokonywany jest on przez duże ryby łososiowate takie jak trocie, łososie i duże pstrągi, jednak dla pozostałej części ichtiofauny rzecznej stanowi on przeszkodę nie do przejścia. Poniżej miejscowości Babigoszcz rzeka płynie przez pewien czas łąkami z cienkim pasem zadrzewień wzdłuż brzegów rzeki, po czym wpływa do lasu, w którym płynie aż za miejscowość Widzieńsko. Jest to zdecydowanie najmniej zmieniony przez człowieka odcinek ciek. Rzeka silnie tu meandruje, wcinając się naprzemiennie w brzegi i tworząc wysokie nawet na kilkanaście metrów skarpy. Liczne zwalone drzewa oraz znaczna zmienność przepływów tworzy liczne i zróżnicowane siedliska dla organizmów wodnych.



Fot. 6. Gowienica na leśnym odcinku poniżej Babigoszczy (fot. J. Krzystalik).

Zbiorowiska roślinne są nieliczne ze względu na znaczne zacienienie tego odcinka, roślinność rozwija się jedynie na nielicznych lepiej oświetlonych odcinkach rzek. Występują tu takie gatunki jak: zdrojek pospolity (*Fontinalis fluitans*), potoczniczek wąskolistny (*Berula erecta*) i jeżogłówka pojedyncza (*Sparganium emersum*). Ponadto rosną na tym odcinku słodkowodny krasnorost hildenbrandia rzeczna (*Hildenbrandia rivularis*). Do cennych taksonów ichtiofaunistycznych, obserwowanych na tym odcinku, możemy zaliczyć pstrągi potokowe (*Salmo trutta m. fario*), lipienie (*Thymallus thymallus*), głowacze białopłetwe (*Cottus gobio*) oraz minogi (*Lampetra sp.*), poza tym także klenie (*Leuciscus cephalus*), jazie (*Leuciscus idus*) oraz bardzo liczne jelce (*Leuciscus leuciscus*). W trakcie wizji terenowych stwierdzono także występowanie przedstawiciela gąbek nawodnika rzeczno (*Ephydatia fluviatilis*).



Fot. 7. Gąbka nawodnik rzeczny, jego stanowiska oznaczono na odcinku poniżej Babigoszczy (fot. J. Krzystolik).

d. Rzeka Gowienica – bieg dolny.

Odcinek ten rozpoczyna się od jazu w Widzieńsku. Jaz ten stanowi pierwszą od ujścia przeszkodę hydrotechniczną w głównym biegu rzeki. Ma on postać betonowej rampy o długości ok. 3 m, wysokości ok. 1 m i nachyleniu $< 45^\circ$. Do niedawna woda po jazu przepływała cienką warstwą, co przy niskich stanach wody całkowicie uniemożliwiało migrację ryb oraz większości innych organizmów wodnych. Jaz został zmodernizowany w 2015 roku przez działaczy Towarzystwa Przyjaciół Rzek Iny i Gowienicy poprzez nasyp dużych głazów na rampę, w pewnym stopniu poprawiając możliwość migracji ryb w górę rzeki. Mimo to znaczna siła przepływu, panująca na powstałej przepławce, umożliwia migrację jedynie gatunkom dobrze pływającym, takim jak pstrąg, troć i łosoś. Pozostałe gatunki ryb, żyjące w rzece Gowienicy, nie są w stanie pokonać przeszkody w jej obecnej formie i grupują się poniżej jazu. Ponadto przepławka wymaga ciągłej konserwacji, ponieważ kamienie ułożone na rampie często ulegają przesunięciu przez nurt w trakcie wysokiej wody lub przez lokalnych kłusowników, poławiających ryby poniżej przeszkody.



Fot. 8. Jaz w Widzieńsku z narzutem kamiennym jako prowizoryczną formą udroźnienia bariery dla migracji (fot. J. Krzystolik).

Odcinek rzeki od wsi Widzieńsko aż do drogi nr 13 powyżej wsi Stepnica ma charakter w znacznej części naturalny; rzeka płynie dość szeroko, tworząc liczne meandry. Dno na tym odcinku jest piaszczysto-żwirowe, z nielicznymi miejscami o znacznej zawartości frakcji mulistej. Zaraz poniżej jazu, jeszcze w obrębie wsi Widzieńsko, obserwujemy tarliska ryb łososiowatych, na których jesienią odbywa się tarło troci wędrownej i pstrągów, rzadziej łososi, a wiosną lipienia oraz certy.



Fot.9. Gniazda tarłowe troci wędrownej na rzece Gowienicy (fot. J. Krzystolik).

Na wysokości wsi Krokorzycy do Gowienicy wpływa rzeka Świdniana. W Krokorzycach znajdują się stawy, w których prowadzony jest ekstensywny chów ryb, głównie karpia. Stawy te stanowią potencjalne źródło zanieczyszczeń biogenych dostających się do rzeki Świdniana, a następnie Gowienicy.

Między Widzieńskiem a Krokorzycami rzeka płynie w znacznej części przez lasy, z kolei poniżej miejscowości Krokorzycy znaczną część otoczenia stanowią łąki, czasami z cienkim pasem olsz rosnących nad samym brzegiem rzeki. Zespoły makrofitów występujących w na tym odcinku rzeki pozwalają na klasyfikację jej jako siedlisko 3260 „Nizinne i pogórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników”. Jest to wyjątkowo cenne siedlisko z punktu widzenia ochrony przyrody na terenach Unii Europejskiej. Cenne rośliny charakterystyczne dla tego siedliska i występujące na tym odcinku to: włosienicznik wodny (*Ranunculus aquatilis*), rzęśl (*Callitriche sp.*), zdrojok pospolity (*Fontinalis fluitans*), potocznic wąskolistny (*Berula erecta*) oraz jeżogłówka pojedyncza (*Sparganium emersum*). Największym bogactwem florystycznym charakteryzuje się odcinek rzeki poniżej miejscowości Krokorzycy, ze względu na to, że rzeka meandruje głównie



przez odcinki łąkowe, a brzegi porośnięte są nielicznymi drzewami, zazwyczaj nie tworzącymi zwartych skupisk.



Fot. 10. Stanowisko włosienicznika na odcinku rzeki poniżej Krokorzyc (fot. J. Krzystolik).

Na odcinku tym wstępują ryby łososiowate, w tym pstrągi oraz nieliczne lipienie, na okres tarła wpływają tu także trocie wędrowne i pojedyncze łososie. Bardzo liczne są gatunki karpiowatych ryb reofilnych, głównie kleni, jazi oraz jelców. W okresie jesienno-zimowym, na odcinku rzeki od jazu w miejscowości Widzieńsko aż do jej ujścia, obserwuje się masowe pojawienie się okonia, wpływającego na zimowiska z Zalewu Szczecińskiego.

Ostatnie kilometry biegu Gowienicy, czyli odcinek poniżej mostu na drodze nr 13, noszą ślady znacznej ingerencji człowieka. Jest to odcinek silnie uregulowany. W pierwszej części rzeka jeszcze miejscami meandruje, regulacja ogranicza się tu głównie do obwałowania oraz deflektorów odbijających nurt i powstrzymujących erozję boczną. Na tym odcinku notowane są jeszcze pojedyncze całoroczne stanowiska ryb łososiowatych, głównie dużych pstrągów potokowych, jednak najliczniejszymi przedstawicielami ichtiofauny są tu jelec, jaź, kleń, płoć i okoń. Podłoże jest głównie piaszczyste z pojedynczymi porcjami żwiru, w zakolach odkładają się znaczne ilości mułu. W dalszej części regulacja jest znacznie bardziej zaznaczona: rzeka płynie prostym, głębokim korytem o jednolitym przekroju i mało zróżnicowanym przepływie. Gowienica płynie na tym odcinku leniwie, w znacznej części przez pola oraz inne tereny silnie przekształcone przez człowieka. Dno jest mulisto-piaszczyste, a roślinność wodna raczej



nieliczna. Dominującymi gatunkami na tym odcinku są płoć i okoń. W miejscowości Stepnica rzeka uchodzi do Rostoki Odrzańskiej będącej częścią zalewu Szczecińskiego.

3. Ocena parametrów fizyko-chemicznych oraz biologicznych.

Niniejsza część raportu ma na celu analizę warunków fizyko-chemicznych oraz biologicznych wód rzeki Gowienicy, ze szczególnym uwzględnieniem parametrów określających stopień eutrofizacji rzeki, a także wskazanie na istniejące i potencjalne źródła zanieczyszczeń biogenych w zlewni rzeki.

Dokładny pogląd na sytuację panującą w wodach Gowienicy dają raporty oceny jednolitych części wód rzek (JCWP) wykonywane przez Wojewódzki Inspektorat Środowiska w Szczecinie. W tym opracowaniu opierać się będziemy przede wszystkim na najnowszym raporcie pochodzącym z 2017 r. Dotyczy on trzech punktów badawczych znajdujących się w zlewni rzeki Gowienicy: Gowienica – ujście rzeki do Rostoki Odrzańskiej (stanowisko 1), Gowienica – miejscowość Budzieszowce (stanowisko 2), Stepnica – ujście do Gowienicy (stanowisko 3). Z raportu wyselekcjonowano elementy najbardziej nam pomocne w ocenie stanu wód Gowienicy, a w szczególności jej trofii. Pierwszym wskaźnikiem są elementy biologiczne (tabela 1).

Nazwa punktu pomiarowego	Fitobentos		Makrofity		Makrobezkręgowce bentosowe		Ichtiofauna		
	Wartość indeksu	Klasa	Wartość indeksu	Klasa	Wartość indeksu	Klasa	Wartość indeksu	Wskaźnik ichtiologiczny EFI+PL/IBI PL/LFI+/LFI EN	Klasa
1. Gowienica- ujście rzeki do roztoki Odrzańskiej	0,481	2	40,5	2	0,618	3	0,75	0,771	2
2. Gowienica- m. Budzieszowce	0,426	3	40,1	2	0,829	2	NE	0,667	3
3. Stepnica- ujście do Gowienicy	0,488	2	41,6	2	0,832	2	1	0,843	2

Tab. 1. Wartości parametrów biologicznych dla poszczególnych stanowisk na rzece Gowienicy (na podstawie „Ocena jakości wód powierzchniowych w województwie zachodniopomorskim za 2017 rok”).

Parametry biologiczne na badanych odcinkach osiągają klasy 2 i 3, jednak to najniżej oceniane parametry świadczą zazwyczaj o rzeczywistym stanie cieku. Dlatego szczególną uwagę należy zwrócić na stanowisko na rzece Gowienicy w miejscowości Budzieszowice, gdzie aż dwa parametry – ichtiofauna i fitobentos osiągnęły klasę 3, a więc umiarkowany stan wód. Stan taki może być spowodowany silnie postępującą eutrofizacją górnego odcinka rzeki Gowienicy. Słaby stan ekologiczny tego odcinka rzeki potwierdziły także wizje terenowe wykonywane w ramach projektu. Łączna ocena parametrów biologicznych (tabela 4) każe zakwalifikować oba



stanowiska na rzece Gowienicy do klasy 3 (stan umiarkowany), a stanowisko na rzece Stepnicy do klasy 2 (stan dobry).

Nazwa punktu pomiarowego	Temperatura wody		Zawiesina ogólna		Tlen rozpuszczony		BZT ₅		ChZT - Cr		Ogólny węgiel organiczny	
	Średnia wartość [°C]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	stężenie [mg/dm ³]	Klasa
1. Gowienica- ujście rzeki do rozłoki Odrzańskiej	10	1	13,0	2	8,3	1	2,7	2	55,7	>2	19,9	>2
2. Gowienica- m. Budziszowce	10	1	12,1	1	7,1	2	2,8	2	56,8	1	22,5	>2
3. Stepnica- ujście do Gowienicy	10	1	13,3	2	7,2	2	3,4	2	53,5	>2	18,3	>2

Tab. 2. Wartości parametrów fizyko-chemicznych dla poszczególnych stanowisk na rzece Gowienicy (na podstawie „Ocena jakości wód powierzchniowych w województwie zachodniopomorskim za 2017 rok”).

Kolejna tabela (tabela 2) prezentuje dane o warunkach fizycznych i tlenowych panujących na badanych przez WIOŚ odcinkach. Wskaźnikiem, który w pierwszej kolejności alarmuje o podwyższonej ilości materii organicznej w rzece, jest wysoka zawartość ogólnego węgla organicznego w badanych próbkach wody na wszystkich stanowiskach. Podwyższone wskaźniki BZT₅ i ChZT_{Cr} także mogą świadczyć o zwiększonej trofii stanowisk przyujściowych rzek Gowienicy i Stepnicy (stanowisko 1 i 3). Zawartość tlenu w rzece pozwala na klasyfikację dwóch stanowisk nr. 2 i nr. 3 jako wody klasy 2, a stanowiska przyujściowego rzeki Gowienicy (stanowisko nr. 1) jako klasy 1. Należy jednak zwrócić w tym miejscu uwagę, iż dwie z trzech notowanych wartości bardzo zbliżają się do minimum tlenowego tolerowanego przez ryby łososiowate (7 mg/dm³), licznie występujące w Gowienicy, a spadek poniżej tej wartości może doprowadzić do zanikania ryb tej rodziny w zlewni.



Nazwa punktu pomiarowego	Azot amonowy		Azot azotanowy		Azot azotynowy		Azot ogólny		Fosfor fosforanowy		Fosfor ogólny	
	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa	Średnie stężenie [mg/dm ³]	Klasa
1. Gowienica- ujście rzeki do rozłoki Odrzańskiej	0,09	1	1,84	2	0,026	2	3,2	2	0,086	2	0,21	2
2. Gowienica- m. Budzieszowce	0,13	1	1,97	2	0,032	2	3,5	2	0,079	2	0,21	2
3. Stepnica- ujście do Gowienicy	0,22	1	2,14	>2	0,048	>2	3,8	2	0,085	2	0,23	2

Tab. 3. Wartości stężenia związków azotu i fosforu dla poszczególnych stanowisk na rzece Gowienicy (na podstawie „Ocena jakości wód powierzchniowych w województwie zachodniopomorskim za 2017 rok”).

Najważniejsze z punktu widzenia oceny stopnia eutrofizacji informacje znajdujemy w tabeli 3, zawierającej dane o zawartości substancji biogenych. Można zauważyć, iż prawie wszystkie parametry (z wyjątkiem azotu amonowego) są podwyższone i klasyfikują badane wody do klasy 2 lub poniżej klasy 2. Przedstawione wyniki świadczą o stosunkowo wysokim poziomie eutrofizacji wód rzek Gowienicy i Stepnicy. Analizując powyższą tabelę można zauważyć, że wody na stanowiskach położonych w górnej części zlewni – Gowienica w Budzieszowcach i ujście rzeki Stepnicy – posiadają gorsze parametry (większą ilość biogenów) od najniżej położonego przyujściowego odcinka Gowienicy. Stan taki jest sprzeczny z teorią kontinuum rzeczno, która mówi, że rzeka z wraz biegiem otrzymuje coraz więcej biogenów. Może to wskazywać na zlokalizowanie w górnej części zlewni rzeki Gowienica znacznych źródeł zanieczyszczeń, które wraz z biegiem rzeki unikają rozcieńczeniu i oczyszczeniu, co powoduje niższą zawartość biogenów w dolnym biegu.

Dane o zawartości biogenów z najnowszego raportu WIOŚ porównano z danymi z raportu WIOŚ za lata 2013-2015 (por. tabela 3.2.1.2. Ocena stanu JCWP rzek w województwie zachodniopomorskim badanych w latach 2010-2015, str. 84, wiersze 33-35). Na podstawie tych danych wyraźnie widać gwałtowny wzrost trofii wód rzeki w okresie zaledwie trzech lat. Oznacza to, iż eutrofizacja wód rzeki Gowienicy jest postępująca i w wypadku braku podjęcia działań będzie wzrastać, pogarszając stan ekologiczny jej wód.



Nazwa punktu pomiarowego	Łączna ocena parametrów biologicznych [klasa]	Łączna ocena parametrów fizykochemicznych	Stan/potencjał ekologiczny	Stan chemiczny	Ocena stanu jcw
Gowienica- ujście rzeki do roztoki Odrzańskiej	3	>2	umiarkowany stan ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
Gowienica- m. Budziszowce	3	>2	umiarkowany potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód
Stepnica- ujście do Gowienicy	2	>2	umiarkowany potencjał ekologiczny	stan chemiczny poniżej dobrego	zły stan wód

Tab. 4. Łączna ocena dla poszczególnych stanowisk na rzece Gowienicy (na podstawie „Ocena jakości wód powierzchniowych w województwie zachodniopomorskim za 2017 rok”)

Krótkie podsumowanie raportu WIOŚ z 2017 stanowi tabela 4. Parametry biologiczne na dwóch stanowiskach posiadają klasę 3, a na jednym 2, z kolei łączna ocena parametrów fizykochemicznych dla wszystkich stanowisk była poza skalą (>2). Ogólnie stan lub potencjał ekologiczny badanych odcinków został określony jako umiarkowany w każdym z punktów badawczych, a stan chemiczny jako poniżej dobrego. Kryteria oceny stanu jednolitych części wód płynących (JCWP) nakazują na zakwalifikowanie badanych odcinków do kategorii „zły stan wód”. Podsumowanie raportu wskazuje, iż wody zlewni rzeki Gowienicy nie spełniają podstawowych założeń Ramowej Dyrektywy Wodnej, co wprowadza konieczność rozpoczęcia działań naprawczych.

Celem uzyskania aktualniejszych danych, w ramach projektu ImproRivHab, przeprowadzono niezależne podstawowe badania fizykochemiczne wody pod kątem stopnia zanieczyszczeń biogenami. Badanie przeprowadzono w dniach 9-10 sierpnia 2019 r. na następujących stanowiskach badawczych na rzece Gowienicy: przy moście na drodze nr 13 powyżej Stepnicy; przy drodze ekspresowej nr 3 w miejscowości Babigoszcz; poniżej jazu piętrzącego wodę w miejscowości Łoźnica; przy moście w miejscowości Niewiadowo.



Stanowisko badawcze	Tlen rozpuszczony [mg/dm ³]	pH	Azotyny (NO ₂ ⁻)	Azotany (NO ₃ ⁻)	Amoniak (NH ₃)	Azot ogólny	Fosforany (PO ₄ ³⁻)	Fosfor ogólny
1. Przy moście na drodze nr 13 powyżej Stepnicy	8,05	7,20	0,030	2,00	0,15	6,40	0,46	0,22
2. Przy drodze ekspresowej nr 3 w miejscowości Babigoszcz	8,18	7,41	0,026	1,70	0,16	6,3	0,44	0,21
3. Poniżej jazu piętrzącego wodę w miejscowości Łoźnica	7,69	7,70	0,023	2,10	0,23	6,9	0,41	0,25
4. Przy moście w miejscowości Niewiadowo	7,78	7,41	0,031	1,90	0,22	7,0	0,64	0,33

Tab. 5. Parametry fizyko-chemiczne wody z 2019 roku (wyniki na podstawie badań własnych).

Wyniki badań wskazują na zawartość tlenu oscylującą w granicach 7-8 mg/dm³, a więc odpowiednią do życia i rozrodu ryb łososiowatych, choć znajdują się w dolnych granicach tolerancji dla tej rodziny ryb. Z eutrofizacją wód płynących mamy do czynienia przy zawartości fosforu ogólnego powyżej 0,25 mg P/dm³ oraz azotu ogólnego powyżej stężenia 5 mg N/dm³. Przeprowadzone badania wskazują na przekroczenie norm zawartości azotu ogólnego (co oznacza znaczny stopień postępującej eutrofizacji) na wszystkich badanych stanowiskach oraz przekroczenie zawartości fosforu ogólnego na stanowisku w Niewiadowie. Martwić może także fakt, iż stężenie badanych biogenów w rzece było znacznie większe, niż wynika to z raportu WIOŚ z roku 2017. Według przeprowadzonych badań poziom każdego badanego związku jest wyższy w stosunku do raportu WIOŚ. Szczególnie może martwić niemalże dwukrotnie większa – w porównaniu z raportem WIOŚ 2017 – średnia zawartość w wodzie azotu ogólnego na wszystkich badanych odcinkach. Badanie z roku 2019 potwierdziło wcześniej wspomniany



trend, gdzie rzeka w górnym biegu rzeki (stanowisko w Niewiadowie) niesie wysoki ładunek biogenów i stopniowo się oczyszcza w biegu środkowym i dolnym. Badania potwierdziły pogarszanie się stanu wód rzeki Gowienicy pod kątem zanieczyszczeń organicznych i substancji biogenych, co wskazuje na konieczność poprawy jakości wód i stanowi umotywowanie dla zaplanowanych w ramach projektu zadań. Ponadto wyniki badań mogą stanowić dobry punkt wyjścia do oceny skuteczności projektu w przyszłości, opartej na porównaniu stanu wód „przed i po” wykonaniu działań.

Wszelkie raporty wskazują na pogarszanie się stanu wód rzeki Gowienicy, zwłaszcza pod względem wzrostu trofii, co z kolei pociąga za sobą dalsze konsekwencje: spadek zawartości tlenu, zwiększoną mętność i pogorszone parametry biologiczne (mniejsza różnorodność bezkręgowców i ryb). Aby w odpowiedni sposób przeciwdziałać pogarszaniu się warunków troficznych w dorzeczu zlewni Gowienicy, w pierwszej kolejności należy zlokalizować źródła zanieczyszczeń.

4. Studium emisji substancji biogenych w zlewni Gowienicy.

Na jakość wód płynących wpływ ma wiele czynników, w tym także czynniki naturalne, takie jak warunki klimatyczne i hydrologiczne, naturalna erozja gleb oraz spływ biogenów ze zlewni. Tym niemniej, tempo zmian trofii, jakie obserwujemy na rzece Gowienicy, wskazuje na duży wpływ działalności ludzkiej na wody zlewni. Podstawowymi czynnikami warunkującymi stan wód są ich pobór, sposób wykorzystywania, odprowadzanie ścieków oraz sposób użytkowania zlewni. Zanieczyszczenia pochodzące ze źródeł przemysłowych i komunalnych oraz spływy powierzchniowe zawierające związki biogenne, środki ochrony roślin i wyfukiwane frakcje gleby to główne zagrożenia jakości wód. Istotne źródło zanieczyszczenia stanowią także nieoczyszczone wody opadowe odprowadzane z terenów zakładów oraz ciągów komunikacyjnych miast i wsi.

Obserwacje zlewni całej Gowienicy prowadzono w roku 2019 i 2020 podczas wizji terenowych w ramach projektu, posługując się mapami Corine Land Cover oraz mapą sozologiczną udostępnioną przez Geoportal. Obserwacjom poddano Gowienicę wraz z dopływami, tereny przyległe mające bezpośredni wpływ na jakość wody, a także teren w całości zlewni, pod kątem sposobu jego użytkowania. Obserwacje prowadzone były pod kątem lokalizacji istniejących oraz potencjalnych źródeł zanieczyszczeń biogenych zarówno punktowych, jak i obszarowych. Ponieważ największy wpływ na żyzność wód mają związki azotu i fosforu, szczególną uwagę zwracano na źródła tych pierwiastków.

a. Zanieczyszczenia obszarowe.

Do zanieczyszczeń obszarowych zaliczymy spływy z obszarów o znacznych powierzchniach, dostające się do wód rzeki zazwyczaj wskutek wymywania biogenów przez opady



atmosferyczne. Największy wpływ na ilość ładunku biogenów dostających się do rzeki w wyniku zanieczyszczeń obszarowych ma sposób użytkowania zlewni. Głównymi źródłami biogenów będą w tym wypadku nawozy, pestycydy (oraz inne środki ochrony roślin) oraz spływ biogenów wynikający ze zjawiska erozji gleby.

Tereny w zlewni Gowienicy są w ponad połowie (55%) terenami leśnymi, przy czym lasy iglaste zajmują 28,3% powierzchni zlewni, mieszane 15,7%, a liściaste 10,6 %. Lasy w korzystny sposób wpływają na jakość wód rzeki Gowienicy, stanowiąc strefę buforową pochłaniającą znaczne ilości biogenów z gleby, a także zapobiegając erozji. Nawet niewielkie pasy drzew rosnących liniowo wzdłuż cieków wystarczą, aby poprzez utworzenie strefy buforowej w znacznym stopniu ograniczyć spływ biogenów z terenów przyległych do rzeki. Najlepszymi właściwościami sorpcyjnymi pod kątem substancji biogenych charakteryzują się drzewa liściaste, zwłaszcza gatunki tworzące lasy łęgowe oraz olsy, takie jak wierzba, topola, wiąz, jesion i olsza. Niemniej jednak, ze względu na charakter prowadzonej gospodarki leśnej, takie lasy zajmują niewielkie obszary w zlewni rzeki Gowienicy.

Obszary rolne w zlewni zajmują 44 %, z czego ok. 31,8 % przeznaczonych jest pod uprawę, a 12,2 % stanowią łąki i pastwiska. To właśnie obszary rolne generują największy ładunek azotu i fosforu dostającego się do rzeki. Szczególne znaczenie ma w tym wypadku ilość i rodzaj stosowanych nawozów. Zdecydowanie największym zagrożeniem dla wód są grunty orne poddawane ciągłej i sezonowej uprawie, ponieważ podlegają one intensywnemu nawożeniu. Ponadto poza sezonem wegetacyjnym grunty te zazwyczaj nie są pokryte roślinnością, co w znacznym stopniu potęguje zjawisko erozji gleb i wymywania z nich związków biogenych. Ekstensywnie użytkowane łąki oraz pastwiska dostarczają do rzeki mniejsze ładunki fosforu, ponieważ zazwyczaj nie są dodatkowo nawożone, a ich użytkowanie ogranicza się do wykaszania roślinności lub wypasu zwierząt.



Fot. 11. Ekstensywnie użytkowane łąki nad Gowienicą (fot. J. Krzystalik).

Tereny antropogeniczne w zlewni Gowienicy stanowią 0,6 % powierzchni. W znacznej części są to wsie oraz miasta, a więc tereny o podłożu w znacznej części nieprzepuszczalnym (beton, asfalt, inne materiały budowlane), przez co spływy po opadach atmosferycznych z tych terenów są szybkie, a ich skład zależy od ewentualnych zanieczyszczeń spłukiwanych przez deszcze (oleje, paliwa, środki chemiczne, sól). Zawartość substancji biogenych w spływach obszarowych z terenów miejskich jest zazwyczaj relatywnie niewielka.

Wzorując się metodyką zastosowaną przez Kornasia i Grześkowiaka (2011), obliczono przybliżony roczny ładunek azotu oraz fosforu dostającego się w wyniku spływu ze zlewni (tabela 7). Założenia ww. pracy podano w tabeli 6.

Sposób zagospodarowania terenu	Roczny odpływ azotu do zlewni [kgN/ha]	Roczny odpływ fosforu [kgP/ha]
Lasy	3,92	0,225
Łąki i pastwiska	8,5	0,17
Grunty orne	7,84	0,45
Tereny zabudowane	2,5	0,1

Tab. 6. Roczny spływ azotu i fosforu z ha w zależności od sposobu zagospodarowania terenu (na podstawie Kornas i Grześkowiak 2011).



Część B:
*Studium emisji w zlewniach rzek Iny i Gowienicy jako
 bezpośrednich dopływów Zalewu Szczecińskiego*



Sposób zagospodarowania terenu	Powierzchnia [ha]	Udział w zlewni [%]	Roczny odpływ azotu do zlewni [kgN]		Roczny odpływ fosforu [kgP]
Lasy:					
- liściaste	3916,7	10,6	15	353,46	881,26
- mieszane	5801,15	15,7	22	740,5	1305,26
- iglaste	10456,45	28,3	40	989,28	2352,7
Tereny rolne:					
- grunty orne	11750,1	31,8	92	120,78	5287,55
- łąki	4507,9	12,2	38	317,15	766,34
Tereny zantropogenizowane (zabudowane)	221,7	0,6		554,25	22,17
		łącznie		175 575,42	10 615,28

Tab. 7. Przybliżone łączne roczne spływy azotu i fosforu dla całej zlewni.

Znaczny udział wszelkich zbiorowisk leśnych w zlewni Gowienicy z całą pewnością pozytywnie wpływa na jakość wód oraz ich zdolność do samooczyszczania. Jednakże już pierwsze spojrzenie na mapy satelitarne wystarczy, aby stwierdzić, że zdecydowana większość lasów zlokalizowana jest w dolnej (północnej) części zlewni. Oznacza to, że właśnie na tym obszarze zachodzi znaczna część procesów samooczyszczania. Wskazują na to także wyniki badań fizykochemicznych wód, ukazując zdecydowaną poprawę jakości wód na odcinkach leśnych. Odmienna sytuacja ma miejsce w górnej (południowej) części zlewni. Tutaj dominują grunty orne oraz łąki. Ten sposób użytkowania terenu powoduje największe spływy biogenów, dodatkowo częste nawożenie prowadzi do zakwaszenia gleb oraz przyległych wód płynących. Sposób zagospodarowania terenu sprawia, że górna część zlewni jest zdecydowanie bardziej narażona na eutrofizację, tym bardziej, że w niektórych miejscach nad rzeką nie pozostał nawet cienki pas drzew lub krzewów, które – oprócz buforowania części spływów biogenów – mogłyby pełnić wiele innych ważnych funkcji ekologicznych. Skutki agrarnego użytkowania zlewni widać m. in. we wsi Niewiadowo, gdzie w pełni okresu wegetacyjnego znaczna część koryta jest zarośnięta przez makrofity, a dno pokrywa gruba warstwa martwej materii organicznej. Sytuacja na rzece Gowienicy przeczy koncepcji ciągłości rzeki, która m.in. wskazuje, że górna część ciek powinna być uboższa w biogeny i materię organiczną, a wraz z biegiem trofia powinna wzrastać. W Gowienicy jest zupełnie na odwrót: w górze rzeka nosi znamiona silnej eutrofizacji, a w wielu miejscach na dnie zalegają znaczne ilości mułu, z kolei w środkowym i dolnym biegu ciek uzyskuje lepsze parametry pod kątem warunków troficznych. Sytuacja ta wynika w znacznej części właśnie ze sposobu użytkowania zlewni w jej górnej części.



Fot. 12. Rzeka Gowienica w górnym biegu. Rzęsa wodna oraz silnie zarośnięte koryto świadczą o szybko postępującej eutrofizacji tego odcinka (fot. J. Krzystalik).

b. Zanieczyszczenia punktowe.

Do zanieczyszczeń punktowych zaliczamy ścieki odprowadzone w sposób zorganizowany do wód naturalnych – rzeki lub jeziora – spuszczone zazwyczaj w jednym miejscu. Ścieki te charakteryzują się zazwyczaj znaczną koncentracją materii organicznej i dużym ładunkiem biogenów. W zlewni Gowienicy do zanieczyszczeń punktowych zaliczamy przede wszystkim zrzuty ścieków komunalnych, zrzuty ze stawów lub hodowli zwierząt futerkowych.

W zlewni Gowienicy znajdują się dwa składowiska odpadów, jedno w okolicy miejscowości Maszewo, a drugie przy wsi Osina. Oba składowiska znajdują się w bezpośredniej bliskości wód płynących, składowisko przy Osinie nad rzeką Pileszą, a to w Maszewie nad niewielkim prawostronnym dopływem rzeki Stepnicy. Każde składowisko śmieci powinno być wyposażone w systemy chroniące przed dostaniem się wypłukiwanych z niego szkodliwych substancji do wód powierzchniowych (m.in. lokalizacja na nieprzepuszczalnym podłożu obłożonym systemem drenów). Niemniej jednak, każdy system może zawieść. Należy zakładać, że przecieki są możliwe, a niebezpieczne substancje mogą dostać do wód. Na szczęście w ostatnich latach nie potwierdzono zatruć ryb lub znacznego pogorszenia jakości wody spowodowanego bezpośrednio przez działalność ww. składowisk.



Ścieki ze stawów także mają znaczny wpływ na jakość wody w rzece. W obszarze zlewni Gowienicy zlokalizowane są liczne większe lub mniejsze stawy gruntowe, w których z różną intensywnością prowadzi się chów i hodowlę ryb karpiowatych, zwłaszcza karpia, z domieszką gatunków uzupełniających takich jak amur, lin i karaś. Najważniejsze z nich to stawy w Maszewie, Jarosławkach, Węgorzycach i Krokorzycach. Są to stawy, w których hodowla prowadzona jest w sposób ekstensywny, obsady są stosunkowo małe, a ryby odżywiają się w znacznej części pokarmem naturalnym. Źródłem substancji biogenych w ściekach są przede wszystkim produkty przemiany materii ryb hodowlanych oraz rozkładające się resztki niepożartego pokarmu. Ładunek docierający do rzeki ze stawów hodowlanych może odpowiadać nawet za 70% zawartości fosforu w wodzie. Ponadto stawy, jako zbiorniki płytkie, nagrzewają się szybko, osiągając temperatury nawet do 30 °C; w rezultacie ścieki z nich odprowadzane mogą wpływać na termikę wód w rzece. Szczególnie niebezpieczne dla rzeki jest spuszczenie wody ze stawów (w okresie zimowym lub na czas odłowy), ponieważ do rzeki w jednym momencie trafia wtedy znaczna ilość biogenów oraz osadów. Oprócz zwiększenia trofii może to doprowadzić do nagłego spadku zawartości tlenu w rzece na skutek dostarczenia dużej ilości materii organicznej ulegającej rozkładowi lub/i zamulenia tarlisk ryb łososiowatych przez niesione osady. Znacznym zagrożeniem dla wód rzeki Gowienicy jest także modernizowana, a przez to czasowo wyłączona z użytku hodowla pstrąga tęczowego w Łoźnicy. Planowane jest przystosowanie tego obiektu pod hodowlę na znacznie większą skalę niż dotychczas, co potencjalnie, przy zastosowaniu nieodpowiednich systemów oczyszczania wód pochodzących, może doprowadzić do znacznego zanieczyszczenia biogenami wód rzeki na odcinku poniżej hodowli.

Największym źródłem zanieczyszczeń punktowych w zlewni Gowienicy są zrzuty z oczyszczalni ścieków oraz nieraportowane drobne zrzuty komunalne. Najważniejsze oczyszczalnie ścieków w zlewni Gowienicy znajdują się w: Maszewie, Mostach, Osinie i Stepnicy. Zakres stężeń zanieczyszczeń dopuszczalnych dla tych oczyszczalni zawarty w pozwoleniach wodno-prawnych zawiera tabela 8.

Oczyszczalnia ścieków	BZT ₅ [mg/dm ³]	Azot ogólny (N _{og}) [mg/dm ³]	Fosfor ogólny (P _{og}) [mg/dm ³]
Maszewo	25	15	2
Osina	40	30	5
Mosty	25	15	2
Stepnica	25	15	2

Tab. 8. Zakres stężeń zanieczyszczeń dopuszczalnych dla poszczególnych oczyszczalni na podstawie pozwoleń wodno-prawnych.

Spyw z oczyszczalni ścieków z całą pewnością negatywnie oddziałuje na trofię rzeki przyspieszając jej eutrofizację. Jednakże w wypadku, kiedy oczyszczalnia funkcjonuje w sposób

prawidłowy negatywne efekty zrzutu oczyszczonych ścieków są niewielkie. Niestety często zdarzają się sytuacje, w których na skutek awarii, nagłych opadów lub w wyniku celowych działań do rzeki trafiają ścieki nieoczyszczone lub oczyszczone tylko częściowo. Takie zrzuty są szczególnie niebezpieczne dla rzeki: procesy samooczyszczania nie wystarczają, by rozłożyć tak duże ładunki ścieków. Zjawisko to powoduje gwałtowny spadek zawartości tlenu w rzece, co skutkuje śmiercią wielu organizmów, od bezkręgowców po cenne taksony ichtiofaunistyczne – zwłaszcza ryby łososiowate. W trakcie wizji terenowych wskazano między innymi na regularnie powtarzający się spust nieoczyszczonych ścieków z oczyszczalni w Mostach.



Fot. 13. Spływ nieoczyszczonych ścieków z oczyszczalni w Mostach (fot. J. Krzystolik).



Fot. 14. Grzyb ściekowy w dopływie z oczyszczalni ścieków do Gowienicy (fot. J. Krzystolik).

Ponadto uwagę należy zwrócić na oczyszczalnię ścieków w miejscowości Osina, poniżej której w latach poprzednich obserwowano nieoczyszczone ścieki w rzece mogące potencjalnie pochodzić z tejże oczyszczalni.

Analizując możliwe źródła biogenów, należy także uwzględnić niekontrolowane, nielegalne zrzuty ścieków z gospodarstw domowych znajdujących się w bezpośredniej bliskości rzeki. Zjawisko to obserwowane jest na niemalże całej długości ciek i jego dopływów, wszędzie tam, gdzie znajdują się miejscowości. Możliwość obserwacji tych punktów była limitowana warunkami terenowymi, co ograniczało dostęp do niektórych miejsc.

Źródłem zanieczyszczeń są również farmy hodowlane, w zlewni Gowienicy znajdują się kilka takich obiektów. Potencjalnie są one źródłem zanieczyszczeń, przede wszystkim w postaci gnojowicy oraz odpadów poubojowych. Odpady te powinny być w odpowiedni sposób utylizowane i nie stanowić zagrożenia dla powierzchniowych wód płynących. Jednakże w trakcie wizji terenowych prowadzonych przez działaczy Towarzystwa Przyjaciół Rzek Iny i Gowienicy (TPRliG) ujawniono, że prawdopodobnie z farmy norek w Bodzęcinie regularnie wylwane są odpady pochodzące (gnojowica) na pola znajdujące się w bezpośredniej bliskości rzeki (w odległości mniejszej niż 100m). Niestety podobne zdarzenia wyjątkowo trudno jest udokumentować i przez to wskazać sprawcę, więc zjawisko to może występować w znacznie szerszej skali.



Przy omawianiu zdarzeń punktowych należy także wspomnieć o poborze wód gruntowych w dorzeczu rzeki Gowienicy. Rzeczony pobór, mimo iż nie jest zanieczyszczeniem, w znaczący sposób oddziałuje na warunki panujące w rzece. Znaczna część punktów poboru wód powierzchniowych, bo aż 18 spośród 21, znajduje się w górnej części zlewni rzeki Stepnicy w okolicy miejscowości Maszewo. Tak zcentralizowany pobór wód sprawia, że Stepnica niesie w górnym swym biegu znacznie mniej wody, niż by wynikało z naturalnego bilansu wodnego. Widoczne jest to zwłaszcza w suchych latach, gdy rzeka na tym odcinku niemalże wysycha. Zmniejszenie przepływu ponadto podwyższa stężenie substancji biogenych w rzece poprzez ich zagęszczenie.

c. Zanieczyszczenia liniowe.

Do zanieczyszczeń liniowych zaliczamy przede wszystkim spływ z obiektów, o charakterze ciągłym, przede wszystkim dróg. Ze względu na fakt, iż zanieczyszczenia pochodzące z dróg rzadko zawierają znaczący ładunek biogenów – spływy z tych obiektów niosą głównie resztki substancji ropopochodnych (benzyn, olejów), detergentów oraz innych substancji związanych z branżą motoryzacyjną – w niniejszym raporcie zanieczyszczenia liniowe zostały potraktowane marginalnie. Sieć drogowa w zlewni rzeki Gowienicy nie jest zbyt gęsta, przeważają niewielkie drogi powiatowe i gminne, stanowiące sieć komunikacyjną pomiędzy wsiami. Jedyne znaczne szlaki komunikacyjne o wysokim natężeniu ruchu to droga S6 przechodząca nad rzeką Stepnicą w okolicy wsi Rdestowo oraz droga S3 przechodząca nad rzeką Gowienicą w okolicy wsi Babigoszcz. W ramach normalnej eksploatacji wpływ na rzekę zarówno większych, jak i mniejszych szlaków komunikacyjnych jest stosunkowo niewielki; za to remonty odcinków dróg znajdujących się blisko rzeki mogą już w znaczący sposób oddziaływać na ekosystemy wód płynących.



Fot. 15. Budowa nowego mostu na trasie S3, przecinającego Gowienicę w miejscowości Babigoszcz (fot. J. Krzystolik).

Prace te mogą prowadzić do zmącenia wody w rzece przez duże ilości osadu, wmywane z odsłoniętej gleby na placu budowy, bardzo podatnej na erozję. Jeszcze większe zagrożenie stanowią prace prowadzone bezpośrednio w korycie, np. budowy lub remonty mostów. Praca ciężkiego sprzętu w korycie prowadzi do zniszczenia danego fragmentu dna cieku oraz podniesienia znacznych ilości osadów i uwolnienia zawartych w nich biogenów.



Fot. 16. Zmętnienie wody w rzece Gowienicy spowodowane prawdopodobnie pracami remontowymi odcinka drogi S6 w górze cieku (fot. M. Budniak).

5. Podsumowanie.

Analiza źródeł zanieczyszczeń w zlewni rzeki Gowienicy wykazała najwyższy poziom emisji w górnej części dorzecza, w zlewni dopływu Stepnica. Należy to wiązać z dominacją terenów rolniczych w tej części zlewni, w tym upraw wielkoobszarowych w okolicy gmin Osina i Maszewo. W górnym biegu koryto rzeki na wielu odcinkach podlegało regulacji, co redukuje naturalne procesy oczyszczania wód oraz przyczynia się do szybszego odpływu wód ze zlewni. Dodatkowo, na obszarach źródłiskowych (w miejscowości Mosty) funkcjonuje zbiornik, również przyczyniając się do skrajnie niskiego stanu wody, zwłaszcza w okresach letnich. Przez taki stan rzeczy w rzece Gowienicy mamy do czynienia z odwrotną sytuacją niż w większości ekosystemów rzecznych, ponieważ w górnym biegu rzeka niesie wodę gorszej jakości niż w odcinku środkowym i dolnym, gdzie – dzięki licznym lasom i mniej licznym regulacjom koryta – w rzece zachodzą procesy samooczyszczania.

Wybudowane w ramach projektu bystrza przyczynią się do zwiększenia zdolności rzeki do samooczyszczania, ograniczą szybkość odpływu wody ze zlewni oraz utworzą nowe siedliska dla zwierząt i roślin związanych z ekosystemem rzeki Gowienicy. Z całą pewnością zredukują ilość



biogenów odprowadzanych przez rzekę do Zalewu Szczecińskiego, ograniczając zjawisko eutrofizacji w tym akwenie.

6. Bibliografia.

1. Bajkiewicz-Grabowska E. 2002. Obieg materii w systemach rzeczno-jeziornych. Warszawa. Wydaw. UW ss. 274.
2. Bakierowska A., Złoczowska I., Kordas A., Wierzchowska E, Gajdecki A., Sroka E., Szatkowska-Konon H. 2017. Ocena jakości wód powierzchniowych w województwie zachodniopomorskim za 2017 rok.
3. Bednarz M., Bursztynowicz M., Bykowszczenko N., Chałupińska J., Gajdecki A., Jurkowska K., Kordas A., Landsberg-Ucziwek M., Mazur-Chrzanowska B., Michalska M., Miluch A., Pałyska R., Sroka E., Szablewska-Wiraszka J., Szatkowska-Konon H., Steinke W., Wierzchowska E., Złoczowska I., 2016. Stan środowiska w województwie zachodniopomorskim w latach 2013-2015.
4. Blankenship, Karl. 2000 „The River Continuum Concept” Bay Dz.
5. Gołdyn R., Szyper H., Kowalczevska-Madura K. 2004. Możliwości ograniczenia zasilania zewnętrznego wód jeziora Swarzędzkiego [w:] Materiały konferencyjne V Konferencji Naukowo Technicznej. Ochrona i rekultywacja jezior. Grudziądz 11–13.05.2004., s. 43–54.
6. Kajak Z. 1994. Hydrobiologia. Ekosystemy wód śródlądowych. Białystok. Dział Wydawnictw Filii UW ss. 326.
7. Kondracki, J. 2000. Geografia regionalna polski. Wydawnictwo Naukowe PWN.
8. Kornaś M., Grześkowiak A. 2011. Wpływ użytkowania zlewni na kształtowanie jakości wody w zbiornikach wodnych zlewni rzeki Drawa. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 11, 125-137.
9. Materiały wyjściowe do opracowania warunków korzystania z wód zlewni Gowienicy RZGW 2013.
10. Pyłka-Gutowska, E. 2000. Ekologia z ochroną środowiska: przewodnik. Wydawnictwo "Oświata".
11. <https://www.geoportal.gov.pl/>



Część B:
Studium emisji w zlewniach rzek Iny i Gowienicy jako
bezpośrednich dopływów Zalewu Szczecińskiego



„Studium emisji biogenów w zlewniach rzek Iny i Gowienicy” powstało w ramach projektu: „Poprawa siedlisk rzecznych poprzez zmniejszenie eutrofizacji i zwiększenie drożności rzek dla gatunków migrujących, jako warunku lepszego stanu wód śródlądowych, dopływów Zalewu Szczecińskiego i Morza Bałtyckiego (ImproRivHab_PLDE)” (INT 114) współfinansowanego w Ramach Programu Współpracy Meklemburgia-Pomorze Przednie / Brandenburgia / Polska, celu „Europejska Współpraca Terytorialna”, ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego (EFRR).

CZĘŚĆ C



Nährstoffeinträge und Maßnahmen zur Nährstoffminderung in den Zuflüssen des Stettiner Haffs

Machbarkeitsstudie

Projekt-Nr.: 29509-00

Fertigstellung: Mai 2022

Geschäftsführerin: Dipl.-Geogr. Synke Ahlmeyer

Projektleitung: Dipl.-Ing. Theresia Rüth

Mitarbeit: M.Sc. Sebastian Löffler

Bearbeitung: B.Sc. Christoph Malik
Dipl.-Hydrol. Heiko Hennig



Regionalplanung

Umweltplanung

Landschaftsarchitektur

Landschaftsökologie

Wasserbau

Immissionsschutz

Hydrogeologie

UmweltPlan GmbH Stralsund

info@umweltplan.de
www.umweltplan.de

Hauptsitz Stralsund

Postanschrift
Tribseer Damm 2
18437 Stralsund
Tel. +49 3831 6108-0
Fax +49 3831 6108-49

Niederlassung Rostock

Majakowskistraße 58
18059 Rostock
Tel. +49 381 877161-50

Außenstelle Greifswald

Bahnhofstraße 43
17489 Greifswald
Tel. +49 3834 23111-91

Geschäftsführerin

Dipl.-Geogr. Synke Ahlmeyer

Zertifikate

Qualitätsmanagement
DIN EN 9001:2015
TÜV CERT Nr. 01 100 010689

Familienfreundlichkeit
Audit Erwerbs- und Privatleben



Gefördert durch das Kooperationsprogramm Interreg V A
Mecklenburg-Vorpommern / Brandenburg / Polen
im Rahmen des Ziels „Europäische territoriale Zusammen-
arbeit“ des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Wissenschaftlicher Hintergrund	3
2.1	BMBF – Forschungsprojekt – PhosWaM	7
2.2	Nährstoffmodellierung Mecklenburg-Vorpommern – Forschungszentrum Jülich	8
3	Untersuchungsgebiet	9
4	Methodik	12
4.1	Verwendete Datengrundlagen	12
4.2	Datenauswertung und Bereinigung	13
5	Ergebnisse	23
5.1	Fließgewässer im Längsschnitt.....	23
5.1.1	Stickstoff.....	23
5.1.2	Phosphor	26
5.2	Fließgewässer im Pegelinzugsgebiet.....	28
5.2.1	Stickstoff.....	28
5.2.2	Phosphor	34
5.3	Punktquellen	39
5.4	Einfluss der Landnutzung.....	45
6	Ergebniszusammenfassung und Schlussfolgerungen	50
7	Identifizierung von Maßnahmen	55
7.1	Landwirtschaftliche Maßnahmen.....	56
7.2	Behördliche Maßnahmen	59
7.3	Studien	65
8	Fazit	68
9	Quellenverzeichnis	69

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Zusammenstellung der existierenden Pegel in Mecklenburg-Vorpommern.....	13
Tabelle 2:	Zusammenstellung der ermittelten Korrelationskoeffizienten für die Messstellen in Mecklenburg-Vorpommern	17

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Übersichtskarte mit Darstellung der Einzugsgebiete der betrachteten Fließgewässer	10
Abbildung 2:	Abflusszeitreihen der Messstellen in Mecklenburg-Vorpommern; Darstellung der Abflüsse Q [m^3/s] über die Zeit [Jahre]; blau: mittlere Abflusslinien	15
Abbildung 3:	Rohdaten der gemessenen Abflüsse am Pegel Eggesin; Darstellung der Abflüsse Q [m^3/s] über die Zeit [Jahre]; blau: mittlere Abflusslinie	16
Abbildung 4:	Durchflusskurve an der Messstelle Eggesin der Nährstoffmodellierung des Forschungszentrums Jülich (Tetzlaff et al. 2020); rot: nachgerechneter Abschnitt.....	18
Abbildung 5:	Durchflusskurve an der Messstelle Eggesin nach statistischer Bereinigung (blau) in dieser Studie.....	18
Abbildung 6:	Darstellung der mittleren Jahresabflüsse für die einzelnen Durchflussmessstellen im Land Mecklenburg-Vorpommern.....	19
Abbildung 7:	Darstellung der ermittelten Pegeleinzugsgebiete	21
Abbildung 8:	Gesamtstickstoffkonzentrationen entlang des Fließgewässerlängsschnitts unter Berücksichtigung von Punktquellen sowie der Darstellung der einzelnen Flusseinzugsgebiete	25
Abbildung 9:	Gesamtphosphorkonzentrationen entlang des Fließgewässerlängsschnitts unter Berücksichtigung von Punktquellen und der Darstellung der einzelnen Flusseinzugsgebiete	27
Abbildung 10:	Darstellung der ermittelten Stickstoffexportraten für die ausgewiesenen Pegeleinzugsgebiete mit Angabe des integralen Emissionsmittels für den Parameter Stickstoff in Milligramm pro Quadratmeter und Jahr ($mg/m^2 \cdot a$)	30
Abbildung 11:	Anteile der einzelnen Pegeleinzugsgebiet am Gesamtexport des U(e)cker-Randow Einzugsgebiets in das Stettiner Haff	31

Abbildung 12: Anteile der einzelnen Pegelinzugsgebiet am Gesamtexport des Welse Einzugsgebiets in die Hohensaatener-Friedrichsthaler Wasserstraße	33
Abbildung 13: Darstellung der ermittelten Phosphorexportraten für die ausgewiesenen Pegelinzugsgebiete	35
Abbildung 14: Anteile der einzelnen Pegelinzugsgebiete am Gesamtphosphorexport des U(e)cker-Randow Einzugsgebiets in das Stettiner Haff.....	36
Abbildung 15: Anteile der einzelnen Pegelinzugsgebiete am Gesamtphosphorexport des Welse Einzugsgebiets in die Hohensaatener-Friedrichsthaler Wasserstraße	37
Abbildung 16: Prozentualer Anteil reaktiver Phosphor (oPO_4) am emittierten Gesamtphosphor in den einzelnen Pegelinzugsgebieten.....	38
Abbildung 17: Gebietsspezifische Stickstoffeinträge in den Pegelinzugsgebieten durch Punktquellen.....	41
Abbildung 18: Gebietsspezifische Phosphoreinträge in den Pegelinzugsgebieten durch Punktquellen.....	42
Abbildung 19: Prozentualer Anteil der Punktquellen am Gesamtstickstoffeintrag der Pegelinzugsgebiete	43
Abbildung 20: Prozentualer Anteil der Punktquellen am Gesamtphosphoreintrag der Pegelinzugsgebiete	44
Abbildung 21: Vergleich der Landnutzung in emissionsreichen Pegelinzugsgebieten ...	47
Abbildung 22: Vergleich der Landnutzung in emissionsarmen Pegelinzugsgebieten.....	48
Abbildung 23: Beziehung zwischen Acker-zu-Wald-Verhältnis und der flächenspezifischen Stickstofffracht.....	49
Abbildung 24: Darstellung der natürlichen, erheblich veränderten und künstlichen Fließgewässer sowie die Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials am Beispiel der Flussgebietseinheit Oder (Ausschnitt aus: Koordinierte Flussgebietseinheit Oder 2021)	63
Abbildung 25: Korrelationsmatrix der Abflüsse Ueckermünde vs. Pasewalk.....	75
Abbildung 26: Korrelationsmatrix der Abflüsse Löcknitz-Plöwengraben vs. Boock	75
Abbildung 27: Korrelationsmatrix der Abflüsse Löcknitz-Randow vs. Boock.....	76
Abbildung 28: Korrelationsmatrix der Abflüsse Eggesin vs. Ueckermünde	76

1 Einleitung

Anthropogen induziert sind bereits seit Jahrzehnten weite Teile der Ostsee eutrophiert. Somit ist das ursprünglich oligotrophe Ökosystem in seiner Funktionsfähigkeit stark beeinträchtigt.

Eutrophierung wird vor allem durch ein übermäßiges Nährstoffangebot in aquatischen Ökosystemen hervorgerufen. Für dieses Überangebot sind insbesondere Phosphor- und Stickstoffeinträge verantwortlich, die demnach in den Küstengebieten, aber auch zunehmend im offenen Bereich der Ostsee zu steigenden Nährstoffkonzentrationen in der Wassersäule führen und somit Algenblüten sowie deren Begleiterscheinungen provozieren. In der Folge führt dies zu einer zeitweisen Ausprägung von Sauerstoffdefiziten und zum Verlust von Biodiversität in betroffenen Gewässerbereichen (BSAP 2007).

Die Eutrophierung der aquatischen Ökosysteme beschränkt sich nicht nur auf die Meeres- und Küstengewässer, sondern betrifft auch die Stand- und Fließgewässer, zumal Nährstoffe maßgeblich durch Flüsse in die Ostsee eingetragen werden. Im Baltic Sea Action Plan von 2007 (BSAP 2007) wurde angegeben, dass etwa 75% der Stickstoff- und 95% der Phosphoreinträge aus dem terrestrischen Eintrag über die Ostseezuflüsse (BSAP 2007) stammen. Bis zur Aktualisierung des Plans 2021 (BSAP 2021) konnte zwar eine spürbare Verminderung der Einträge aus Punktquellen erreicht werden (Stickstoff -12%, Phosphor -26%). Dagegen konnten die Einträge aus diffusen Quellen nicht signifikant reduziert werden.

Im Jahr 2000 wurde durch die europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlamentes und des Rates der Europäischen Union) ein Rechtsrahmen zur Umsetzung von gewässerökologischen Standards entwickelt und später in die Rechtssysteme der einzelnen Mitgliedstaaten überführt. Ziel der Wasserrahmenrichtlinie ist es, alle aquatischen Ökosysteme bis spätestens 2027 in einen guten Zustand zu versetzen.

Seither wurden durch die Mitgliedstaaten und auch durch die Bundesrepublik Deutschland eine Vielzahl von Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstofffrachten sowie zur Herstellung der Durchgängigkeit der Fließgewässer umgesetzt. Trotz alledem sind die ökologischen Ziele der Wasserrahmenrichtlinie an der Mehrzahl der deutschen Fließgewässer noch nicht erreicht und der terrestrische Nährstoffexport in die Küsten- und Meeresgewässer ist weiterhin zu hoch. Im Jahr 2015 wurden immer noch etwa 90 % der Fließgewässer und 70 % der Standgewässer Deutschlands mit einem mäßigen ökologischen Zustand oder schlechter bewertet (UBA 2016).

In Ergänzung zu den aktuell erhobenen Messdaten zeigen Nährstoffmodellierungen, dass die Stoffflüsse für Stickstoff und Phosphor bis zum Jahr 2050 unter den derzeitigen Voraussetzungen vermutlich nur um weitere 8 % beziehungsweise 13 % gemindert werden

können und die Gefahr von Algenblüten in den Küstenbereichen somit weiterhin bestehen bleibt (Blaas und Kroeze 2016).

An diesem Spannungsfeld setzt das INTERREG-5a-Projekt „Improving River Habitats“ an. Inhaltlich steht der grenzüberschreitende Erhalt der Umwelt, insbesondere der Schutz der Biodiversität in der deutsch-polnischen Oder-Delta-Region im Fokus. Insbesondere die Verbesserung der Flusslebensräume zur Verminderung der Eutrophierung und der Schaffung einer barrierefreien Durchgängigkeit für wandernde Arten in den Zuflüssen des Stettiner Haffs stellt einen wesentlichen Bestandteil des Projekts dar.

Die hier vorliegende Arbeit liefert dabei eine theoretische Grundlage für die später geplante praktische Umsetzung von Flussgebietsmanagementmaßnahmen. Konkret geht es um die Identifizierung von Nährstoffquellen und -senken unter Berücksichtigung etwaiger Umsetzungsprozesse.

Ziel der Studie ist es, die wichtigsten Nährstoffquellen für ein Teil-Einzugsgebiet des Stettiner Haffs zu identifizieren und deren Eintragspfade zu lokalisieren. Berücksichtigung finden dabei die Einzugsgebiete der Flüsse Uecker, Randow und Welse. Im Ergebnis der Datenauswertung wird abschließend für die betrachteten Einzugsgebiete weiterer Untersuchungsbedarf aufgezeigt und mögliche Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge benannt.

In einem zweiten Schritt sollen konkret geeignete Managementmaßnahmen vorgeschlagen und mit einer Kostenschätzung versehen werden. Diese sind nicht Bestandteil der vorliegenden Studie.

2 Wissenschaftlicher Hintergrund

Die Eutrophierung und deren Begleiterscheinungen, wie beispielsweise Algenblüten und Sauerstoffdefizite in der Wassersäule, sind ein weltweites Problem (z.B. Seitzinger et al. 2010, Yasin et al. 2010, van der Struijk und Kroeze 2010, Pedde et al. 2017), das durch den Klimawandel potentiell verstärkt wird (Bol et al. 2018).

Durch die im Übermaß vorhandenen Pflanzennährstoffe Phosphor und Stickstoff wird die Eutrophierung angetrieben. Sie werden maßgeblich über die Flüsse in die Meeres- und Küstengewässer eingetragen, wobei ihre Freisetzung stark durch anthropogene Aktivitäten beeinflusst wird. In den 1980er Jahren erreichten die Nährstoffeinträge in die aquatischen Systeme ihr Maximum (BSAP 2007) und der Trophiestatus der Ostsee änderte sich von oligotroph in eutroph (z.B. Andersen et al. 2011, Gustafsson et al. 2012, Nausch et al. 2017). In den Folgejahren wurden auf politischer Ebene Anstrengungen unternommen, die Gewässerqualität zu verbessern. Aus diesen Anstrengungen ging beispielsweise die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlamentes und des Rates der Europäischen Union) sowie die EG-Meeressstrategierichtlinie (MSRL, 2008/56/EC) hervor. Diese Gesetzesgrundlagen verfolgen das Ziel, alle aquatischen Systeme in ihren potentiell natürlichen Zustand zu versetzen, beziehungsweise deren natürlichen Zustand zu erhalten. Obwohl die Nährstoffeinträge in die Ostsee generell und die Phosphoreinträge im Speziellen zwischen 1986 und 2008 um 61 % gesenkt werden konnten (Nausch 2011), werden die ökologischen Ziele heute noch vielfach nicht erreicht (vgl. UBA 2016).

Zu Beginn der Minderungsversuche stand die Eliminierung der Punktquellen im Fokus, da die Eutrophierungserscheinungen an Küsten- und Meeresgewässern zumeist phosphorlimitiert sind (z.B. Sharpley et al. 1999, Wai Hing Wong et al. 2018, Råike et al. 2020). Im weiteren Verlauf der wissenschaftlichen Auseinandersetzung mit dem Problem stellte sich heraus, dass der überwiegende Teil der Nährstoffeinträge mittlerweile auf diffuse Quellen zurückzuführen ist (z.B. Behrendt et al. 2002, Koch et al. 2018).

Daher wurden die Anstrengungen in der Folge neu fokussiert und das Verhalten von Nährstoffen in verschiedenen Ökosystemen untersucht. Ausgehend von den gewonnenen Erkenntnissen wurden und werden weiterhin Handlungsoptionen abgeleitet, wobei heute nicht nur die Eliminierung der Eintragspfade eine Rolle spielt, sondern auch das Transformations-, Fixierungs- und Freisetzungsverhalten von Nährstoffen in aquatischen Ökosystemen.

Phosphor

Generell dient Phosphor als Nährelement für alle Lebewesen und nimmt eine Schlüsselrolle bei zellulären Energieflüssen sowie als Bauelement der DNS ein (z.B. KBU 2015). Mangelscheinungen führen folglich zur Wachstumslimitation der betroffenen Organismen. Bei einem geringen Nährstoffangebot in der Wassersäule ist Algenwachstum also nur begrenzt möglich.

Phosphor kommt in der Erdkruste ausschließlich in Phosphaten gebunden vor, deren noch verfügbarer und abbaubarer Vorrat zur Bedarfsdeckung schätzungsweise noch für etwa 50 bis 200 Jahre ausreichen wird (Ulrich 2013). Trotz großer Verfügbarkeit von Wirtschaftsdüngern in der Landwirtschaft (25 % höher als der Bedarf), werden in Deutschland jährlich rund 110.000 t Mineraldünger aus Rohphosphaten eingesetzt (Kratz et al. 2014). Wegen der letztlich limitierten Phosphorreserven und der elementaren Bedeutung von Phosphor für Organismen rückte der ressourcenschonende Umgang mit diesem Rohstoff in den letzten Jahren in den Fokus. Um einen zweiten Nutzungszyklus etablieren zu können, wurden in jüngster Vergangenheit verstärkt in die Entwicklung von Phosphorrückgewinnungstechnologien investiert (z.B. RWTH 2015; Adam 2018; Holm et al. 2018). Vor diesem Hintergrund ist ein umsichtiger Umgang mit Phosphorressourcen nicht nur im Sinne des Gewässerschutzes, sondern auch von gesamtgesellschaftlichem Interesse.

Von 1990 bis 2008 konnten bereits erfolgreich aus Punktquellen stammende Phosphoreinträge reduziert werden. In diesem Bereich konnte eine Emissionsminderung von 98 % erreicht werden (Nausch 2011). Allerdings gelangt Phosphor auch über eine Reihe diffuser Quellen in Fließgewässer. Dazu zählt der Direktabfluss nach Niederschlägen, der Eintrag über Drainagen sowie von Beimengung aus Düngemittelrückständen (IOW 2019; Sharpley et al. 1999).

Zur Minimierung der Eintragspfade wurden in der Vergangenheit bereits Minderungsmaßnahmen entwickelt. Dazu zählen unter anderem (z.B.: Bottcher et al. 1995, Sharpley et al. 1999):

- das schlagbezogene Düngemanagement,
- der Zwischenfruchtanbau,
- die Etablierung von Ufergrünstreifen und
- das Kontourpflügen.

Neben der Minimierung externer Einträge in die aquatischen Systeme, rückten die **gewässerinternen Selbstreinigungskräfte** in den letzten Jahren stärker in den Fokus der wissenschaftlichen Aktivitäten. Phosphor unterliegt in aquatischen Systemen zahlreichen biotischen und abiotischen Prozessen, die sich in der Wassersäule und an der Grenzfläche zwischen Sediment und Flüssigphase abspielen. Dabei können Transformationen zwischen allen Phosphorfraktionen auftreten und somit gelöste in partikuläre Bestandteile und biotische in abiotische Fraktionen ineinander übergehen (z.B. Heathwaite und Johnes 1996, Mainstone und Parr 2002, Withers und Jarvie 2008, Bitschofsky und Nausch 2019).

Das bedeutet, dass einerseits unter günstigen Bedingungen frei verfügbare Fraktionen im Sediment festgelegt (adsorbiert) und umgekehrt unter ungünstigen Bedingungen (z.B. Sauerstoffdefizit) auch bereits festgelegte Anteile wieder resuspendiert (rückgelöst) und somit wieder pflanzenverfügbar werden können.

Aus diesen Untersuchungen erwuchs die Erkenntnis, dass unter anderem das **Abflussverhalten** einen wesentlichen Einfluss auf den Nährstoffexport von Flüssen hat (z.B. Bitschofsky und Nausch 2019). Die Abflusseigenschaften beeinflussen die Interaktionen an den Grenzflächen zwischen der Gewässersohle und dem Sediment. Insbesondere die Rolle der Rücklösung aus dem Sediment war in den letzten Jahren sowohl in marinen als auch in terrestrischen aquatischen Ökosystemen Gegenstand der Untersuchungen. Sie zeigen, dass unter ungünstigen Redoxbedingungen eine **Rücklösung aus dem Sediment** eintreten kann, die dann wiederum zur Konzentrationserhöhung von reaktivem Phosphor in der Wassersäule beiträgt und verstärkt Algenblüten begünstigt. Solche Bedingungen treten vorrangig in sauerstoffarmen Gewässern, z.B. rückstaubeeinflussten Fließgewässerabschnitten mit geringen Fließgeschwindigkeiten oder Standgewässern auf (Bitschofsky und Nausch 2019).

Seen und deren Sedimente gelten im Allgemeinen als bedeutende Phosphorsenken (Deutsch et al. 2019). Allerdings zeigen verschiedene Untersuchungen auch, dass ungünstige Rahmenbedingungen wie **Rücklösungsprozesse** an der Gewässersohle das Potential haben, den Trophiestatus von Seen nachhaltig zu verändern (z.B. Hannappel et al. 2018) und/oder Seen bei Anschluss an Fließgewässer als Phosphorquelle für deren Unterläufe fungieren können.

Biogeochemische Prozesse haben somit wesentlichen Einfluss auf die Phosphorexportrate von Flüssen. Deren Randbedingungen sind somit bei Flussgebietsmanagementmaßnahmen zwingend zu beachten, da sie wesentlichen Einfluss auf den Erfolg und somit die Akzeptanz von Maßnahmen haben.

Stickstoff

Mit einem Volumenanteil von zirka 78 % ist Stickstoff der Hauptbestandteil unserer Atmosphäre und ist in seiner gasförmigen Form (N_2) nicht reaktiv. Wie auch Phosphor ist dieses Element ein bedeutender Pflanzennährstoff.

Der Anstieg der Weltbevölkerung und die Industrialisierung der Landwirtschaft haben dazu geführt, dass der Einsatz von Stickstoffdüngemitteln stark gestiegen ist. Der terrestrische Stickstoffeintrag hat sich etwa verdoppelt (Tilman et al. 2001) und eine Vielzahl von Ökosystemen ist durch diesen massiven Eintrag aus dem natürlichen Gleichgewicht geraten (van Breemen et al. 2002). Auch die Stickstoffexporte in die Flüsse haben sich extrem erhöht und liegen derzeit etwa um 20 Mio. Tonnen Stickstoff pro Jahr über den Exportraten des beginnenden 20. Jahrhunderts (Green et al. 2004, Bouwman et al. 2005).

Verstärkte Stoffflussraten in die Meeres- und Küstengewässer führen dort zu erhöhten Nährstoffkonzentrationen und regional auftretenden Eutrophierungserscheinungen (z.B. Caraco und Cole 1999, Green et al. 2004). Dies trifft auch auf die Ostsee zu, wo etwa 75 % des Gesamtstickstoffeintrages auf oberirdische Zuflüsse zurückzuführen sind (BSAP 2007).

Aufgrund der weiterhin wachsenden Weltbevölkerung ist in Zukunft nicht damit zu rechnen, dass der Bedarf an Stickstoffdüngemitteln sinkt (Galloway et al. 2004). Somit muss neben der Entwicklung effizienter Düngemittel, oder eines umweltverträglichen Düngemittelmanagements, auch die Forschung im Bereich des Flussgebietsmanagements vorangetrieben werden.

Generell sind die Hauptumsetzungsprozesse innerhalb des Stickstoffkreislaufes relativ gut erforscht. Dennoch gibt es weiterhin große Unsicherheiten im Bereich der Stoffumsetzungsraten, die in Flusseinzugsgebieten tatsächlich realisiert werden (Schlesinger et al. 2006). Zu diesen flussinternen Stoffumsetzungsprozessen wurden bereits Untersuchungen durchgeführt, welche zeigten, dass kleine Flüsse mit flacher Wassersäule gegenüber größeren Strömen ein tendenziell höheres Rückhaltevermögen aufweisen (Alexander et al. 2000). Dies liegt vornehmlich an ihrem günstigen Oberflächen-Durchflussverhältnis (Borchardt und Reichert 2001), was die am Sediment beziehungsweise in den submersen Biofilmen stattfindenden Reduktionsprozesse begünstigt (Peterson et al. 2001).

Bei einer ganzheitlichen Betrachtung des Nährstoffrückhalts muss stets beachtet werden, dass nur wenige Prozesse zum dauerhaften Entzug aus dem Gewässerökosystem geeignet sind. Als permanente Nährstoffsенke gilt die **Denitrifikation** (Piña-Ochoa und Álvarez-Cobelas 2006; Mulholland et al. 2008), die zur Ausgasung aus dem betreffenden Gewässer führt. Außerdem können **Sorptionsprozesse** im Sediment zur dauerhaften Stickstofffestlegung führen, insofern sie keine Rücklösung ermöglichen. Dagegen sind alle Wechselwirkungen (Respiration, Absterben und Erosion) in Verbindung mit planktischen und benthischen Algen lediglich bedeutende Zwischenspeicher, die die Nährstoffe zeitversetzt wieder an die Flüsse freigeben.

Auf ihrem Fließweg verlieren Flüsse etwa 25 bis 75 % des eingetragenen Stickstoffs durch Denitrifikationsprozesse (Peterson et al. 2001; Seitzinger et al. 2002)). Oft entsteht dabei auch Distickstoffmonoxid (N_2O) in einer Größenordnung von bis zu 5 % (Weier et al. 1993). Distickstoffmonoxid gilt als effektives Treibhausgas und ist somit auch in den Debatten zur befürchteten Klimaveränderung zu beachten (Laursen und Seitzinger 2004).

Da die Kontaktzeit zwischen Sediment und Wassersäule oft als Hauptfaktor für einen effektiven Nährstoffrückhalt aus Oberflächenwässern angeführt wird (Alexander et al. 2009), gelten kleinere Gewässer als effektivere Stickstoffverwerter. Auf dieser Grundlage wird aus Sicht des Gewässermanagements zumeist empfohlen, die Renaturierung der Oberläufe zu forcieren, da so eine Verbesserung der Nährstoffflüsse erreicht werden kann (Peterson et al. 2001). Dahingegen wurde in den letzten Jahren jedoch festgestellt, dass auch in großen

Flüssen trotz ungünstiger Gerinnestrukturen beachtliche Denitrifikationsraten erreicht werden können. Wenn dies der Fall ist, dann wird die in solchen Gewässern an der Gewässer-
sohle in verminderter Intensität stattfindende Denitrifikation durch Denitrifikations-
und/oder Anamox-Vorgänge kompensiert, die innerhalb der Wassersäule ablaufen
(Reisinger et al. 2016).

Untersuchungen in Mecklenburg-Vorpommern

In Mecklenburg-Vorpommern wurden in den letzten Jahren ebenfalls Untersuchungen im
Hinblick auf Nährstoffbilanzierungen bzw. die Stoffflüsse zwischen verschiedenen Ökosys-
temen durchgeführt. Beispielhaft sollen im Nachfolgenden die Ergebnisse von zwei bedeu-
tenden Studien zusammengefasst werden.

2.1 BMBF – Forschungsprojekt – PhosWaM

Das Projekt „Phosphor von der Quelle bis ins Meer – Integriertes Phosphor- und Wasser-
ressourcenmanagement für nachhaltigen Gewässerschutz (PhosWaM)“ befasste sich im
Einzugsgebiet der Warnow vorrangig mit dem Verhalten von Phosphor in aquatischen Sys-
temen. Dabei versuchten die Beteiligten mögliche Umsetzungs-, Fixierungs- und Freiset-
zungsprozesse sowie deren Randbedingungen besser zu verstehen.

Neben den Fließgewässern wurden vorrangig auch die Phosphorbilanzen von Seen unter-
sucht, um deren Quell- und/oder Senkenfunktion quantifizieren zu können. Ein anderer
Schwerpunkt des Forschungsvorhabens lag auf der Quantifizierung der vier verschiedenen
Phosphorfraktionen an unterschiedlichen Stellen des Fließgewässersystems, um so etwa-
ige Rückschlüsse auf Phosphortransformationen und flussgebietsinterne Phosphorsenken
zu erlangen.

Als ein wichtiges Ergebnis der Untersuchungen wird empfohlen, die Überwachungsaktivi-
täten an deutschen Fließgewässern zu überarbeiten, da durch die bloße Berücksichtigung
von ortho-Phosphat (oPO_4) und Gesamtphosphor (TP) das Eutrophierungspotential im
Fließgewässer systematisch unterschätzt wird (IOW 2019).

Ferner bestätigten die Untersuchungen, dass sowohl in rückstaubeeinflussten Fließgewäs-
serabschnitten, als auch in durchströmten Seebereichen durch Rücklösungserscheinun-
gen aus den Gewässersedimenten ein Nettonährstoffexport nicht ausgeschlossen werden
kann (IOW 2019; Bitschofsky und Nausch 2019; Nausch et al. 2017). Für das Verständnis
des Gesamtsystems bedeutet dies, dass trotz verminderter Gesamteinträge die ökologi-
schen Ziele für die Fließgewässer nicht erreicht werden können, da die Sedimente bei ei-
nem ungünstigen Redoxmilieu selbst als interne Nährstoffquelle fungieren.

Ein übergeordnetes Projektziel war es unter anderem, aus einem besseren Prozessver-
ständnis heraus beispielhaft Maßnahmen für eine effiziente Düngung im Einzugsgebiet und
zur Reduzierung des Phosphoreintrags in die Gewässer abzuleiten.

2.2 Nährstoffmodellierung Mecklenburg-Vorpommern – Forschungszentrum Jülich

Von 2018 bis 2020 hat das Forschungszentrum Jülich seine bereits 2015 erstmalig durchgeführte Nährstoffmodellierung für das Land Mecklenburg-Vorpommern überarbeitet (Tetzlaff et al. 2020). Ziel der Modellierung war dabei die Quantifizierung und Bewertung von Stickstoffeinträgen in Grund- und Oberflächenwasser, basierend auf dem unter Mitarbeit von Wendland et al. (Wendland et al. 2015) eingeführten Nährstoffmodellpaket GROWA-WEKU-DENUZ-MePhos.

Dabei führte das Forschungszentrum Jülich in einem ersten Schritt eine Defizitanalyse im Hinblick auf die typspezifischen Orientierungswerte der in Mecklenburg-Vorpommern existierenden Oberflächenwasserkörper durch. Diese ergab, dass es für die einzelnen Nährstoffparameter zwischen 2013 und 2017 zu Orientierungswertüberschreitungen im nachfolgenden Umfang kam:

- Gesamtphosphor (TP), Überschreitungen an 46 % der Oberflächenwasserkörper;
- Ortho-Phosphat ($o\text{-PO}_4$), Überschreitungen an 34 % der Oberflächenwasserkörper;
- Gesamtstickstoff (TN), Überschreitungen an 72 % der Oberflächenwasserkörper.

Die Modellierungsergebnisse zeigten, dass der Gesamtstickstoffeintrag in die Oberflächenwasserkörper im Bezug zum Vergleichszeitraum aus der Studie des Jahres 2015 um etwa 4.700 t N/a auf 27.600 t N/a abgenommen hat. Gleichzeitig wurde aufgezeigt, dass der Nährstoffexport aus der Fläche über Drainagewasserzuflüsse und den Grundwassereintrag die zwei wesentlichen Eintragsquellen für Stickstoff in Fließgewässer darstellen. Dabei machen die Dränabflüsse in Mecklenburg-Vorpommern mit etwa 18.300 t N/a zirka 66 % des Gesamteintrags aus. Der Grundwasseranteil hat trotz erheblicher Nitratabbauprozesse im Untergrund noch einen Anteil von 22 % am Gesamteintragsvolumen.

Basierend auf den Modellierungsergebnissen wurde anschließend der benötigte Reduktionsbedarf zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele für die Meeresgewässer nach § 14 OGeWV (Oberflächengewässerverordnung) berechnet (OGeWV 2016). Dabei kam das Forschungszentrum Jülich zu dem Schluss, dass zur Zielerreichung eine weitere Eintragsminderung von etwa 24.900 t N/a erforderlich wäre.

In einem letzten Schritt wurden verschiedene Szenariorechnungen unter Einbeziehung von diversen Anpassungen in der landwirtschaftlichen Düngung durchgeführt. Diese Düngeszenarien wurden durch die LMS-Agrarberatung (LMS 2020) erarbeitet und orientieren sich an der Düngeverordnung (DüV 2017). Im Ergebnis der Studie wurde festgestellt, dass eine konsequente Umsetzung der Verordnung die Stickstoffausträge in die Flüsse effektiv vermindern, eine flächendeckende Umsetzung allein dieser Maßnahme jedoch für das Erreichen der ökologischen Zielkriterien in den Flüssen nicht ausreichen würde.

3 Untersuchungsgebiet

In der Abbildung 1 ist der deutsche Teil des Stettiner Haffs dargestellt, dessen Gesamteinzugsgebiet inklusive der Ostseite der Insel Usedom und der Westseite der Insel Wollin etwa 5.118 km² umfasst. Der auf deutschem Staatsgebiet befindliche Teil des Einzugsgebietes misst 3.913 km². Dazu zählen die Einzugsgebiete der Uecker, der Randow und der Zarow, die laut Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zur Flussgebietseinheit Oder gehören. Die Zarow wurde in dieser Studie aufgrund ihres kleinen Einzugsgebietes und der damit verbundenen geringen Wirkung auf das Stettiner Haff nicht berücksichtigt.

Während die Uecker bei Ueckermünde in das Stettiner Haff mündet, entwässert die Randow in zwei Richtungen. Im Norden fließt sie bei Eggesin der Uecker zu und am südlichen Ende strömt sie in die Welse. Um folglich den Nährstoffexport aus den genannten Einzugsgebieten vollständig beziffern zu können, wurde das Einzugsgebiet der Welse in die Betrachtungen der vorliegenden Studie einbezogen.

Einzugsgebiet der Uecker

Die Uecker besitzt mit etwa 2.435 km² das größte Einzugsgebiet der hier betrachteten Zuflüsse zum Stettiner Haff (LUNG 2001). Ihr Fließweg erstreckt sich über 98 km von Ringwalde (Brandenburg) bis zur Mündung nach Ueckermünde und durchquert dabei Teile der Bundesländer Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern. Der Flusslauf und das Einzugsgebiet sind in der Abbildung 1 in grüner Farbe dargestellt.

Bei der Uecker handelt es sich um einen langsam fließenden Flachlandfluss, der im oberen Flusslauf mehrere Seen durchquert. Dabei passiert sie zwischen Steglitz und Prenzlau die zwei wohl bedeutendsten Seen – den Ober- und den Unteruckersee (Abbildung 1).

Im weiteren Verlauf erreicht die Uecker bei Nieden die Landesgrenze zwischen Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern, wobei der Fluss im brandenburger Abschnitt Ucker genannt wird.

Zwischen Prenzlau und Leipe, nördlich von Pasewalk, durchquert die Uecker große Niederungsbereiche, die nahezu vollständig durch Gräben entwässert werden. Nachdem der Fluss die Ortschaft Leipe erreicht hat, wird das Einzugsgebiet durch große Waldbestände charakterisiert. Erst nördlich von Eggesin vereinigt sich der Fluss mit der Randow und fließt durch entwässerte Niederungsbereiche bei Ueckermünde dem Haff zu.

Im Mündungsbereich zum Haff ist die Uecker rückstaubeinflusst, d.h. Wasserstand und Abfluss sind vom vorherrschenden Wasserstand im Haff abhängig.

Übersichtskarte der einzelnen Flusseinzugsgebiete

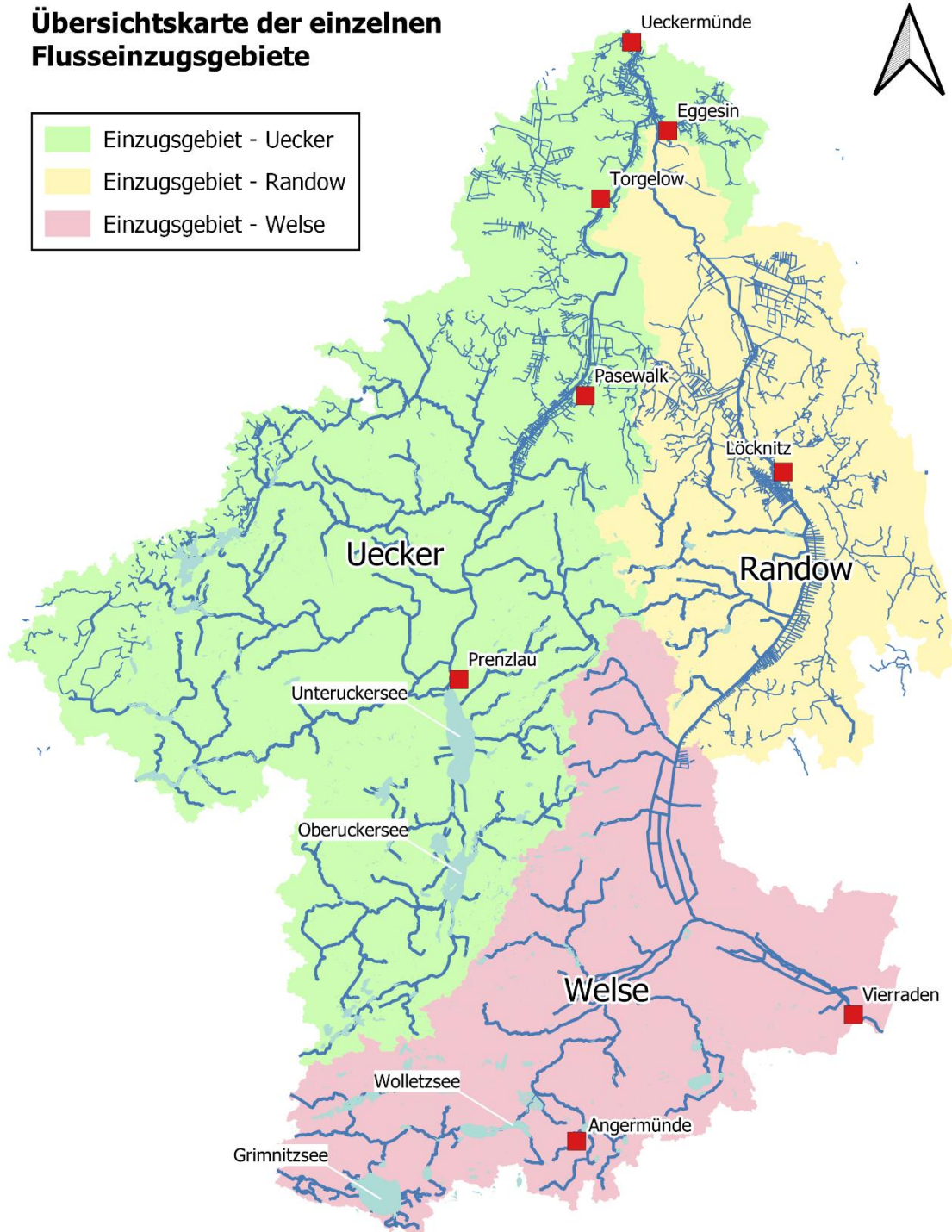


Abbildung 1: Übersichtskarte mit Darstellung der Einzugsgebiete der betrachteten Fließgewässer

Einzugsgebiet der Randow

Der Flusslauf der Randow ist etwa 68 km lang und besitzt sowohl in nördlicher, als auch in südlicher Richtung eine Mündung. Das gesamte Einzugsgebiet sowie der Fließweg sind in der Abbildung 1 in gelber Farbe dargestellt.

Im Scheitelpunkt des Fließweges nahe den Ortschaften Grünz und Schmölln liegt der Wasserspiegel etwa auf 12,5 m NHN. Von dort fließt er in südlicher Richtung der Welse zu, die später bei Schwedt in die Hohensaaten-Friedrichstaler Wasserstraße entwässert. In nördlicher Richtung durchquert die Randow ein großes Urstromtal, den Randowbruch, bevor das Einzugsgebiet zwischen Jägerbrück und Eggesin durch große Waldbestände geprägt wird. Der nördliche Teil des Randowbruchs, zwischen Gorkow und Jägerbrück wurde zu Beginn des 20. Jahrhunderts durch Meliorationstätigkeiten urbar gemacht. Wie bereits oben erwähnt, mündet die Randow nördlich der Kleinstadt Eggesin in die Uecker.

Einzugsgebiet der Welse

Die Welse ist ein linker Nebenfluss der Oder und hat eine Gesamtlänge von etwa 66 km. Ihr Einzugsgebiet und der Fließweg sind in der Abbildung 1 in roter Farbe veranschaulicht.

Im Oberlauf ist die Randow relativ unreguliert und von zahlreichen Seedurchquerungen geprägt. Bereits kurz nach ihrer Quelle durchströmt sie den Großen Präßnicksee, ehe sie das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin passiert und nachfolgend den Glambecker See, den Mühlenteich (Glambecker Mühle), den Heiligen See durchfließt, um schließlich den Wolletzsee zu erreichen. In diesem Bereich ist das Einzugsgebiet durch große Waldflächen geprägt.

Nachdem die Welse den Wolletzsee passiert hat, fließt sie in Richtung Blumberger Mühle und dann etwa 10 km weiter nördlich Richtung Randowbruch ab. Hier strömt die südliche Randow der Welse zu. Der Flussabschnitt zwischen Wolletzsee und der Vereinigung mit der Randow steht mit einem erheblichen Höhenverlust von etwa 30 m in Verbindung. Dort sind daher Abschnitte mit höheren Fließgeschwindigkeiten zu erwarten.

Der Unterlauf der Welse ist außerdem zunehmend durch landwirtschaftlich genutzte Flächen sowie entwässerte Niederungsbereiche gekennzeichnet und unterscheidet sich in seiner Charakteristik somit stark vom Oberlauf.

Die Welse mündet bei Schwedt/Oder in die Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße.

4 Methodik

4.1 Verwendete Datengrundlagen

Die Einzugsgebiete der betrachteten Flüsse liegen in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern. Dabei befindet sich der gesamte Fließweg der Welse in Brandenburg, während sich die Fließwege der Ucker/Uecker und der Randow über beide Bundesländer erstrecken. Zur Bearbeitung des Projektes wurden daher aus beiden Bundesländern folgende Daten verwendet:

Monitoringdaten (Gewässergüte)

- Oberflächengewässer- und Grundwasserdaten aus dem Messnetz Brandenburg für den Zeitraum 2010 bis 2020
- Oberflächengewässerdaten aus dem Messnetz Mecklenburg-Vorpommern für den Zeitraum 2000 bis 2019

Quantitative Überwachungsdaten (Pegeldaten)

- Ergebnisse aus den Einzugsgebieten der Welse sowie der Ucker der Landespegel für den Raum Brandenburg im Zeitraum 2010 bis 2020
- Karte der mittleren Abflüsse und mittleren Niedrigwasserabflüsse für das Land Mecklenburg-Vorpommern als Shape-Datei

Punktquellen

- Eingeleitete N- und P-Frachten in Oberflächengewässer aus den Punktquellen in den Einzugsgebieten der Welse und der Ucker für das Land Brandenburg im Excel-Format

weiterführende Unterlagen

- Ergebnisse der Nährstoffstudie Jülich als Shape- Datei
- Dränflächen des Landes Mecklenburg-Vorpommern als Shape-Datei
- Landnutzungsdaten des Corine-Landcover 2018 als Rasterdaten

4.2 Datenauswertung und Bereinigung

Das vorliegende Projekt verfolgt das Ziel die Nährstoffeinträge in das Stettiner Haff zu quantifizieren und deren Herkunft zu identifizieren. Dabei ist der Gesamtnährstoffeintrag die relevante Größe für das Haff; er wird als Fracht in Tonnen pro Jahr (t/a) angegeben. Um die Fracht ermitteln zu können, wird neben der Konzentration (c) auch zwingend der Durchfluss (Q) benötigt ($\text{Fracht} = c \cdot Q$). Die am Ästuar gemessene Fracht entspricht dabei der Summe der Einzelfrachten der Teileinzugsgebiete eines Fließgewässersystems sowie der aus Punktquellen eingetragenen Stoffe, abzüglich der gewässerinternen Retentions- und Fixierungsprozesse.

Um sich der komplexen Fragestellung zu nähern, wurden die parameterspezifischen Einzeldatensätze zunächst separat auf Vollständigkeit und Plausibilität geprüft. Dies ermöglicht die anschließende parameterübergreifende Betrachtung. Die Zusammenfassung der Daten aus Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern erwies sich dabei als nicht zielführend, da in den jeweiligen Bundesländern unterschiedliche Datenstrukturen verwendet werden.

Korrektur der Abflussmessungen

Zu Beginn der Datenaufbereitung erfolgte eine Vollständigkeits- und Plausibilitätsprüfung der vorliegenden Abflussmessungen. In Mecklenburg-Vorpommern existieren für das untersuchte Einzugsgebiet die in der Tabelle 1 aufgeführten 6 Durchflusssmessstellen, deren Abflusszeitreihen der Jahre 2007 bis 2017 in der Abbildung 2 dargestellt sind.

Tabelle 1: Zusammenstellung der existierenden Pegel in Mecklenburg-Vorpommern

Pegelname	Pegelkennzahl	Pegelzeitreihe der Jahre 2007 – 2017
Boock	04927.4	vollständig
Löcknitz-Plöwengraben	04927.3	61 Tage fehlend
Löcknitz – Randow	04927.0	61 Tage fehlend
Eggesin	04920.0	1403 Tage fehlend
Pasewalk	04907.1	vollständig
Ueckermünde	04901.2	241 Tage fehlend

Bei der Auswertung der Messdaten ergaben sich unterschiedlich große Datenlücken (vgl. Tabelle 1) sowie einige nicht plausible Messwerte, die eine gesonderte Aufbereitung der Abflusszeitreihen erforderlich machte. Besonders auffällig ist die Zeitreihe des Pegels Eggesin (Pegelkennzahl 4920.0), in der 1403 Fehltage (vgl. Tabelle 1) registriert wurden und die im Zeitraum von 2011 bis 2013 mehrere unerklärlich hohe Abflusswerte aufwies. Die Abflusszeitreihe ist in der Abbildung 3 dargestellt. Deren Überprüfung ergab überhöhte Durchflüsse von $20 \text{ m}^3/\text{s}$, die somit in der Größenordnung des Abflusses am Pegel Uecker-
münde lagen. Dieser Umstand würde implizieren, dass in den betreffenden Zeiträumen kein nennenswerter Abfluss aus der Uecker zu verzeichnen gewesen wäre. Daher wurden die Daten für den Pegel Eggesin in diesen Bereichen um unrealistisch hohe Abflüsse bereinigt ($Q > 15 \text{ m}^3/\text{s} = \text{NA}$).

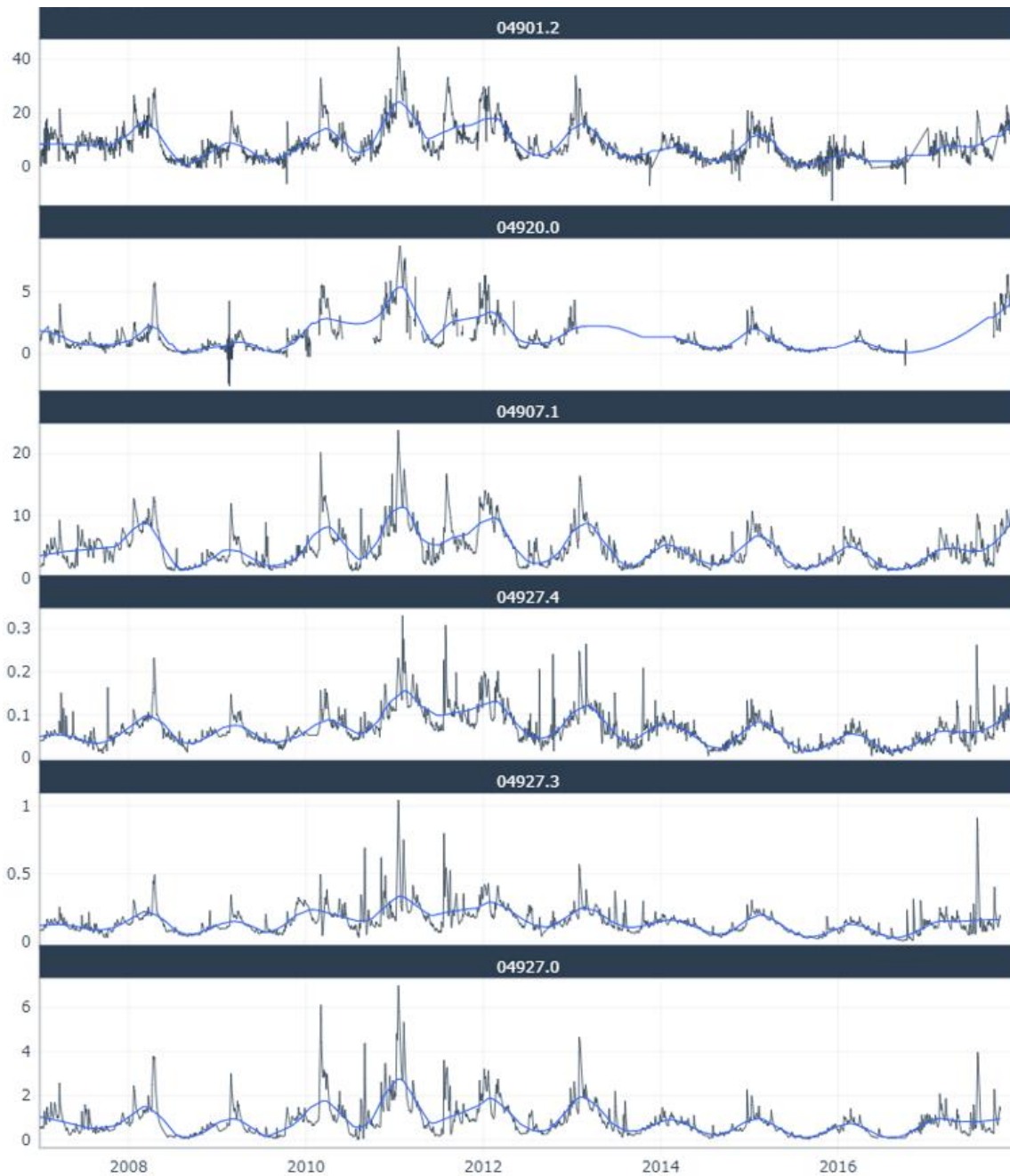


Abbildung 2: Abflusszeitreihen der Messstellen in Mecklenburg-Vorpommern; Darstellung der Abflüsse Q [m^3/s] über die Zeit [Jahre]; blau: mittlere Abflusslinien

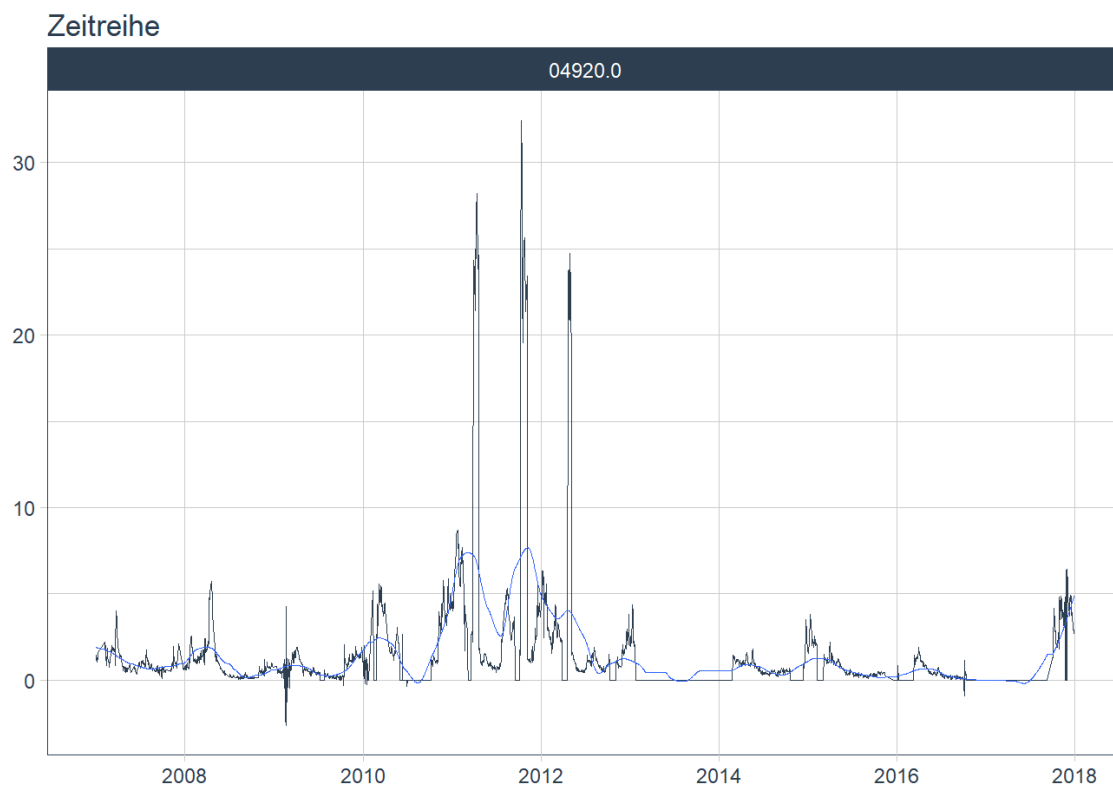


Abbildung 3: Rohdaten der gemessenen Abflüsse am Pegel Eggesin; Darstellung der Abflüsse Q [m^3/s] über die Zeit [Jahre]; blau: mittlere Abflusslinie

Um eine weitere Auswertung der Daten vornehmen zu können, mussten die Datenlücken gefüllt werden. Dazu wurde eine Messwertimputation unter Zuhilfenahme der Bestimmung der Pearson-Korrelation und der Aufstellung einer linearen Regressionsbeziehung durchgeführt. Die dabei berechneten Korrelationskoeffizienten sind in Tabelle 2 dargestellt. Im Anhang sind zudem die zugehörigen Regressionsgeraden dokumentiert.

Tabelle 2: Zusammenstellung der ermittelten Korrelationskoeffizienten für die Messstellen in Mecklenburg-Vorpommern

	Ueckermünde	Eggesin	Löcknitz-Ploe- wengraben	Boock	Löcknitz- Randow	Pasewalk
Ueckermünde	1,00	0,89	0,82	0,85	0,90	0,94
Eggesin	0,89	1,00	0,78	0,84	0,87	0,86
Löcknitz-Ploe- wengraben	0,82	0,78	1,00	0,87	0,88	0,81
Boock	0,85	0,84	0,87	1,00	0,85	0,84
Löcknitz- Randow	0,90	0,87	0,88	0,85	1,00	0,91
Pasewalk	0,94	0,86	0,81	0,84	0,91	1,00

Die vorab in Mecklenburg-Vorpommern durchgeführte Nährstoffmodellierung (Wendland et al. 2015) beinhaltet die gleiche Imputationsmethode. Im Vergleich der Abbildung 4 und Abbildung 5 fällt auf, dass in der Studie des Forschungszentrum Jülich keine negativen Durchflüsse vorkommen. Worin diese Diskrepanz begründet ist, kann hier nicht bewertet werden. Jedoch ist die Uecker rückstaubeinflusst, sodass negative Durchflüsse nicht grundsätzlich ausgeschlossen sind.

Nachdem die Durchflusskurven statistisch bereinigt wurden, konnten aus diesen die mittleren Jahresabflüsse berechnet werden. Sie sind in Abbildung 6 dargestellt.

Die Abflusszeitreihen für die Messstellen in Brandenburg lagen in einem auswertbaren Format vor. Daher war es möglich, aus ihnen die mittleren Jahresabflüsse zu berechnen. Die Ergebnisse sind im Anhang dokumentiert.

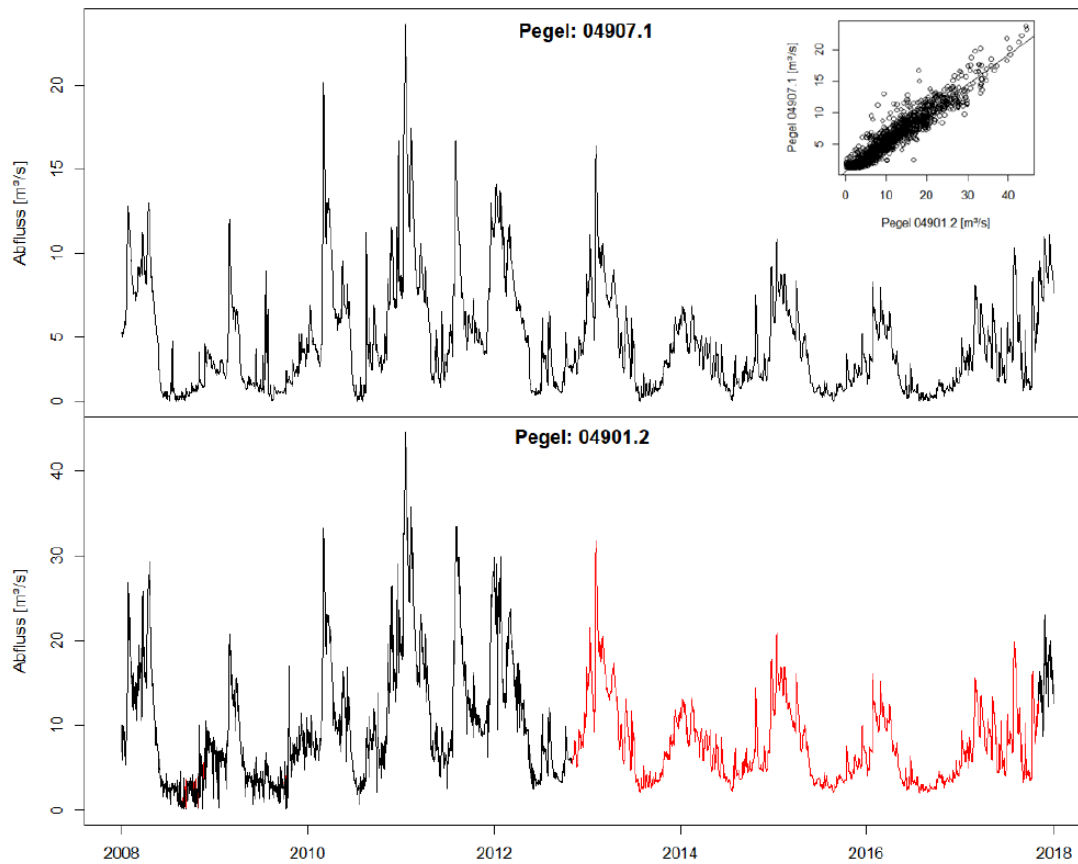


Abbildung 4: Durchflusskurve an der Messstelle Eggesin der Nährstoffmodellierung des Forschungszentrums Jülich (Tetzlaff et al. 2020); rot: nachgerechneter Abschnitt

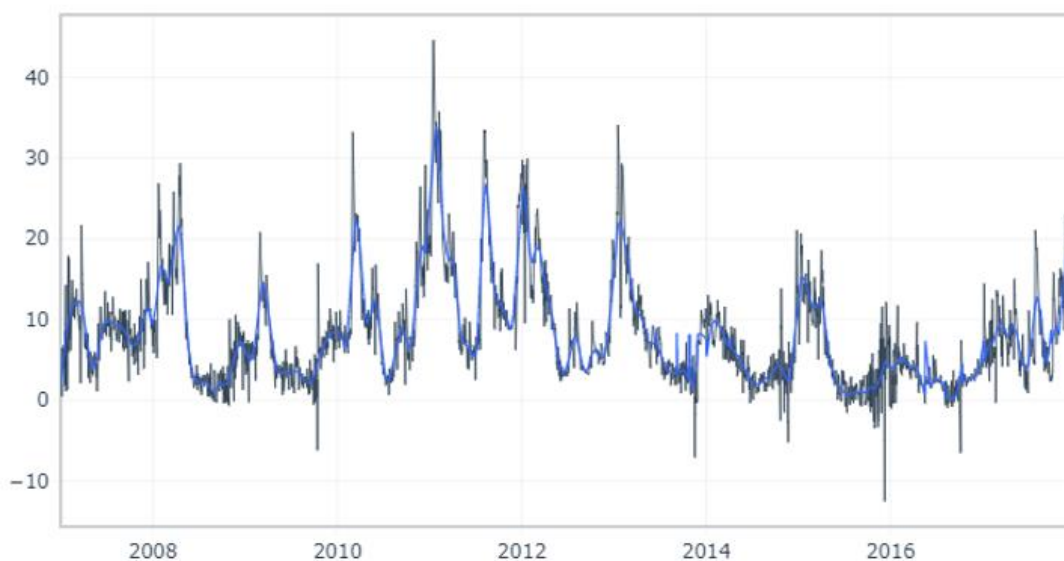


Abbildung 5: Durchflusskurve an der Messstelle Eggesin nach statistischer Bereinigung (blau) in dieser Studie

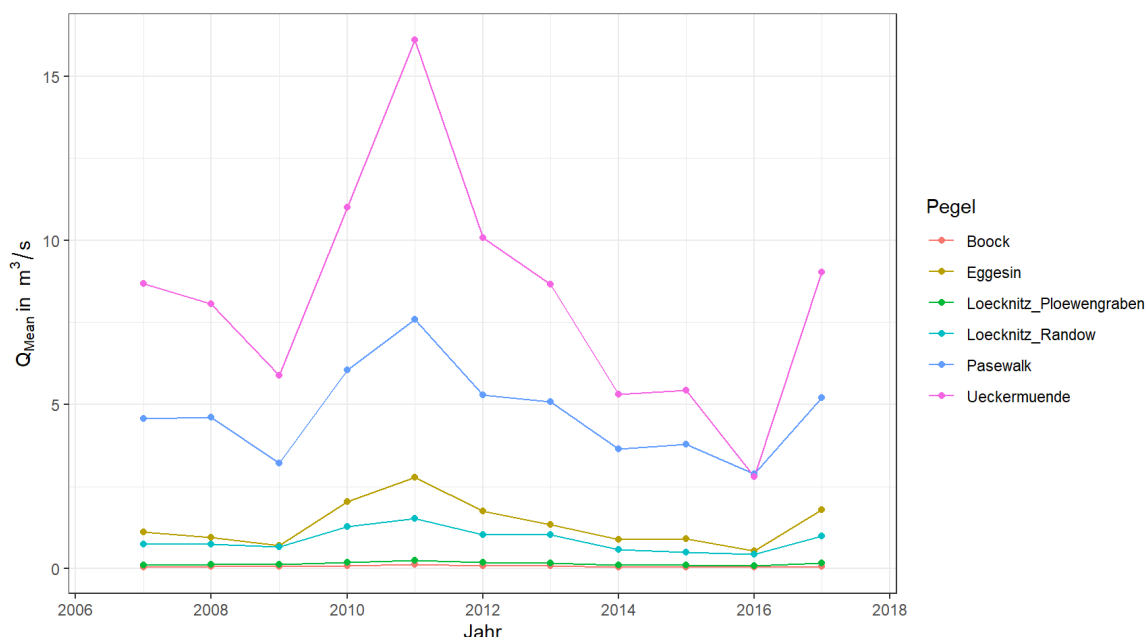


Abbildung 6: Darstellung der mittleren Jahresabflüsse für die einzelnen Durchflussmessstellen im Land Mecklenburg-Vorpommern

Auswertung der hydrochemischen Zeitreihen

Für die Gewässergüte lagen in Brandenburg an 19 und in Mecklenburg-Vorpommern an 8 Messstellen hydrochemische Zeitreihen vor. Diese Zeitreihen beinhalten die regelmäßige Bestimmung verschiedener hydrochemischer Parameter. Die hier vorliegende Studie zielt auf die Nährstoffflüsse ab. Daher wurden die sensitiven Parameter¹ ortho-Phosphat, Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff und anorganischer Stickstoff gezielt ausgewertet. Für die genannten Messstellen lagen für den Untersuchungszeitraum mehrere Messungen pro Jahr vor. Aus diesen konnten zunächst parameterspezifische Jahresmittelwerte gebildet werden, wozu das arithmetische Mittel verwendet wurde.

Die Weiterverarbeitung der Jahresmittelwerte an den einzelnen Messstellen war von mehreren Faktoren abhängig, die nachfolgend beschrieben werden.

Harmonisierung der Eingangsdaten

Wie bereits angedeutet, liegen die Datensätze nicht überall vollständig vor. Daher war es nötig, ein Zeitintervall zu bestimmen, an dem möglichst über alle Einzugsgebiete hinweg vollständige Datensätze vorlagen.

Ursprünglich war eine Auswertung vorgesehen, die einen Zeithorizont der zurückliegenden 10 Jahre berücksichtigt. Aus diesem Grund wurden sowohl die hydrochemischen als auch die quantitativen Gewässerparameter der Jahre 2010 bis 2020 abgefragt. Die Prüfung der

¹ Zusätzlich wäre die Auswertung der Parameter Sauerstoff (O₂), Chlorophyll a (Chla), Temperatur (°C), und gesamtorganischer Kohlenstoff (TOC) sinnvoll, um weitere Hinweise auf die flussinternen Retentionsprozesse zu erlangen.

Daten ergab jedoch, dass die Abflüsse der Jahre 2018 bis 2020 zum Zeitpunkt der Datenabfragen nicht erfasst waren. Daher wurde entschieden, die Auswertung auf einen 5-Jahreszeitraum zu beschränken. Dieser wurde dann auf die Jahre 2013 bis 2017 festgelegt, da auch die Nährstoffmodellierung des Forschungszentrums Jülich Daten auf Basis dieses Zeithorizonts verwendet hat. Alle weiterführenden Auswertungen wurden für den genannten Zeitraum erarbeitet.

Ausweisung von Pegeleinzugsgebieten

Das übergeordnete Ziel der Studie war es, die Nährstofffrachten, die in das Stettiner Haff eingetragen werden, zu ermitteln und deren Herkunft zu bestimmen. Um die Nährstoffeinträge zu lokalisieren, ist es erforderlich, die Frachten der Teileinzugsgebiete zu ermitteln. Die Fracht (F) ergibt sich aus der multiplikativen Verknüpfung von Gebietsabfluss (Q) und der Konzentration (c) eines gelösten Stoffes im Fließgewässer (vgl. Gl. 1).

$$F = c \cdot Q \text{ [t/a]} \quad (1)$$

Daher werden zur Ermittlung der Fracht an verschiedenen Stellen der Flusseinzugsgebiete zeitgleich und an identischer Stelle ermittelte Abfluss- und Gewässergütedaten benötigt. Je mehr solche Überwachungseinrichtungen vorhanden sind, desto präziser können die gebietsspezifischen Nährstoffausträge bestimmt werden. Dabei bleibt zu beachten, dass die an einer Messstelle ermittelte Fracht stets das integrale Mittel aller flussaufwärts dieser Messstelle liegenden Stoffeinträge, abzüglich der flussinternen Retentionsprozesse und zuzüglich der flussinternen Freisetzungprozesse darstellt.

Um also aus den vorliegenden Datensätzen Pegeleinzugsgebiete zu bestimmen, wurden alle hydrochemischen und quantitativen Probenahmepunkte kartographisch dargestellt und händisch auf ihre Korrelationsfähigkeit überprüft. Dabei wurden nur Messstellen aufgenommen, die im ermittelten Untersuchungszeitraum Datenaufzeichnungen zu verzeichnen hatten.

Die Korrelationsfähigkeit der jeweiligen Messstellen hängt von ihrer räumlichen Lage zueinander ab. Sofern Messstellen der Gewässergüte und des Gewässerdurchflusses am selben Ort installiert wurden, konnten sie zur Bestimmung eines Pegeleinzugsgebietes berücksichtigt werden. Sobald zwischen den verschiedenen Messstellentypen eine räumliche Trennung vorlag, wurde überprüft, ob zwischen einer Gewässergüte- und einer Durchflussmessstelle ein zusätzliches Einzugsgebiet erschlossen wurde, oder sogar eine potentielle Nährstoffsенke lag. Waren diese Kriterien zu verneinen, war eine Korrelation ebenfalls prinzipiell möglich.

Nachdem die Korrelation zwischen den verschiedenen Messstellen abgeschlossen war, konnten deren Einzugsgebiete ausgegrenzt werden. Hierbei wurde die systematische Aufgliederung der Teileinzugsgebiete ausgehend vom Ober- zum Unterlauf vorgenommen. Die oberste Messstelle repräsentiert somit das Einzugsgebiet der Quellbereiche. Die je-

weils nachfolgende Messstelle quantifiziert, nach Abzug der oberhalb befindlichen Einzugsgebietsfracht, das Einzugsgebiet zwischen der 1. und 2. Messstelle. Die so ausgegrenzten Pegelinzugsgebiete sind in Abbildung 7 dargestellt.

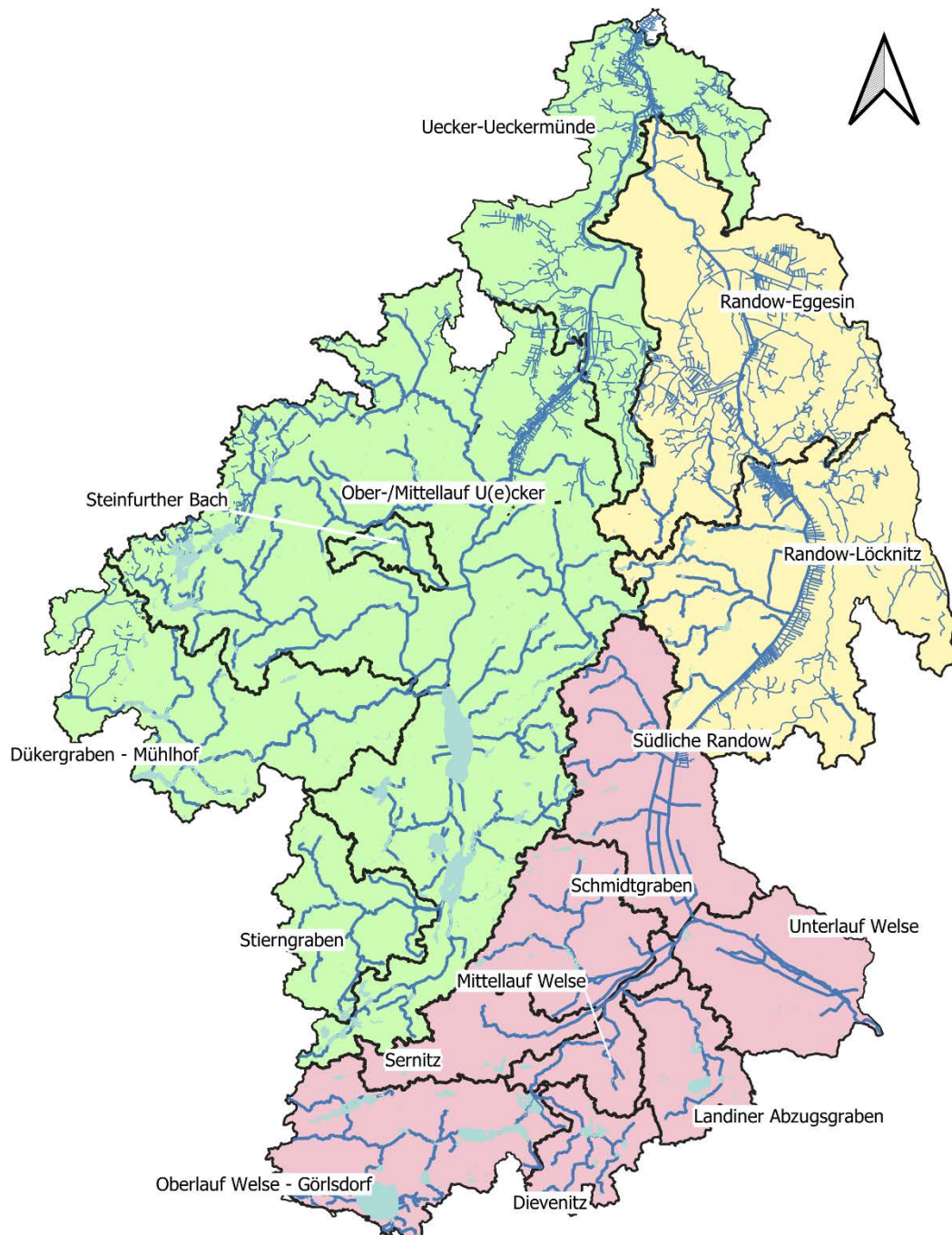


Abbildung 7: Darstellung der ermittelten Pegelinzugsgebiete

Ermittlung der pegeleinzugsgebietsspezifischen Frachten

Zur Ermittlung der Nährstofffrachten für die einzelnen Pegeleinzugsgebiete wurden an den zuvor ausgewiesenen Messstellenpaaren die Konzentrations- und Durchflussbeziehungen errechnet. Dafür wurden die Abflüsse der jeweiligen Durchflussmessstellen für die Jahre 2013 bis 2017 gemittelt. Gleiches gilt für die zugehörigen Jahresdurchschnittskonzentrationen der untersuchten Nährstoffparameter. Die so erhaltenen Mittelabflüsse und überjährigen Durchschnittskonzentrationen wurden multiplikativ (vgl. Gl. 1) in Beziehung gesetzt, deren Einheiten bereinigt und schließlich die Fracht an den einzelnen Pegeln in Tonnen pro Jahr (t/a) ausgewiesen.

In einem nächsten Schritt erfolgte dann die Bereinigung der jeweiligen Frachten an den Pegeln durch die Subtraktion der Frachten der jeweils flussaufwärts gelegenen Pegel.

Anschließend wurden zusätzlich die Punktquellen berücksichtigt. Um die Pegeleinzugsgebiete um die Einträge der Punktquellen zu bereinigen, wurden diese kartographisch dargestellt und den einzelnen Pegeleinzugsgebieten zugeordnet. So konnten die durch Punktquellen eingebrachten Stofffrachten von den für die Pegeleinzugsgebiete berechneten Summen subtrahiert werden. Die so ermittelten spezifischen Stofffrachten entsprechen somit den Flächeneinträgen.

Da die Gebietsgrößen der Pegeleinzugsgebiete stark schwanken, variieren sowohl die Abflussspenden als auch die ermittelten Frachten erheblich. Um die berechneten Daten in einer vergleichbaren Weise zu präsentieren, wurden die Frachten abschließend ins Verhältnis zur Flächengröße der Pegeleinzugsgebiete gesetzt und als Fracht pro Quadratmeter ausgewiesen. So ist es möglich, verhältnismäßig große von eher geringen Stoffeinträgen zu unterscheiden.

5 Ergebnisse

Die Präsentation der Ergebnisse erfolgt in zwei Stufen. Zunächst wird die Entwicklung der Konzentrationen von Phosphor- und Stickstofffraktionen entlang des Fließgewässerlängsschnitts dargestellt und im Anschluss die spezifischen Stofffrachten für die ausgewiesenen Pegelinzugsgebiete ermittelt. Dabei wird der Einfluss von Punktquellen in beiden Abschnitten berücksichtigt.

5.1 Fließgewässer im Längsschnitt

Die Betrachtung der Konzentrationsentwicklung entlang des Fließweges wurde separat für die Parameter Stickstoff und Phosphor vorgenommen, da sich deren Konzentrationen aufgrund ihres unterschiedlichen Verhaltens in aquatischen Ökosystemen genauso unterscheiden, wie deren Gesamttransfermengen unterschiedliche Größenordnungen einnehmen.

5.1.1 Stickstoff

In der Abbildung 8 sind die gemessenen Gesamtstickstoffkonzentrationen entlang der Fließgewässer dargestellt. Deren Konzentrationsentwicklung ist dabei für die Einzugsgebiete der Uecker, der Randow sowie der Welse jeweils separat zu bewerten.

Von den hier untersuchten Flüssen besitzt die *Uecker* das größte Einzugsgebiet. Ihr Oberlauf konnte in zwei Teileinzugsgebiete unterteilt werden. Diese umfassen zum einen den Raum Stegelitz und zum anderen den Raum Gerswalde. Beide Teileinzugsgebiete entwässern in den Oberuckersee und zeigen dabei relativ hohe Nährstoffkonzentrationen von mehr als 2,0 mg/l. Die nach der OGeWV für Flachlandflüsse im Ostsee-einzugsgebiet angestrebten 2,6 mg/l werden jedoch eingehalten. Der Oberuckersee ist durch einen Kanal mit dem Unteruckersee verbunden. Im Bereich Prenzlau entwässert der Unteruckersee und der Flusslauf setzt sich in Richtung Pasewalk fort. Neben den bereits oben genannten Zuläufen, besitzen die Seen mehrere zum Teil hydrochemisch nicht überwachte Zuflüsse. Basierend auf den geringen Abflusskonzentrationen von unter 1 mg/l, dient der **Unteruckersee als Retentionsraum und somit vermutlich als Nährstoffsenke**.

Zwischen dem Ablauf (0,83 mg/l) am Unteruckersee und der nächstgelegenen Gewässergütemessstelle bei Blindow (1,45 mg/l), fließen der Uecker die Nebengewässer Dükergraben (1,11 mg/l) und Quillow (2,25 mg/l) zu. Außerdem besitzt die Stadt Prenzlau eine größere Kläranlage (Gesamtstickstoffemission: > 2,0 t/a), die in diesen Gewässerbereich entwässert. Die Kombination aus Kläranlage und Zuflüssen führt zu einer Erhöhung der Gesamtstickstoffkonzentration (1,45 mg/l), so dass **der (potentielle) Nährstoffrückhalt in den Seen nicht nachhaltig wirkt**. Dieser Trend setzt sich bis in den Mündungsbereich bei Ueckermünde fort, an dem die Gesamtstickstoffkonzentration schlussendlich 2,47 mg/l erreicht und somit nur unwesentlich unterhalb der in der OGeWV angestrebten 2,6 mg/l liegt.

Dabei gelangen zwischen Blindow und Pasewalk noch einige Zuflüsse zur Uecker, die hydrochemisch jedoch zumeist nicht überwacht werden. Einzig der Steinfurther Bach, zwischen Blindow und Nieden, ist Teil des Messsystems. Dort liegen die Konzentrationen im Mittel über 2,5 mg/l.

Im letzten Flussabschnitt, zwischen Pasewalk und Ueckermünde, liegen vier größere Kläranlagen, von denen die Kläranlagen Pasewalk (2,9 t/a), Torgelow (7,4 t/a) und Ueckermünde (7,2 t/a) mehr als 2 Tonnen Stickstoff pro Jahr (tN/a) in das Gewässer eintragen. Dabei sind die Kläranlagen Pasewalk und Torgelow in den Ausbaustufen bis 15.000 angeschlossene Einwohner und die Kläranlage Ueckermünde in einer Ausbaustufe bis 40.000 angeschlossene Einwohner etabliert. Folglich erscheinen die Nährstoffeinträge aus der Kläranlage Torgelow vergleichsweise hoch.

Nördlich von Eggesin fließt dem Unterlauf der Uecker außerdem die Randow zu. Jedoch ist *das nördliche Randoweinzugsgebiet* nur durch wenige Messstellen erschlossen. Die hydrochemische Überwachung des Oberlaufs der Randow wird im Bereich Löcknitz vorgenommen. Dort werden erhöhte Stickstoffgehalte von über 2,5 mg/l gemessen. Diese vermindern sich bis in den Unterlauf bei Eggesin (> 2,0 mg/l) nur unwesentlich und entsprechen somit in etwa den ermittelten Stoffkonzentrationen im Mündungsbereich der Uecker (s.o.).

Der südliche Teil der Randow wird dem *Einzugsgebiet der Welse* zugeordnet und stellt den letzten nennenswerten Zufluss in dieses Tieflandgewässer dar. Generell ist das Einzugsgebiet der Welse im Oberlauf stark von Seen geprägt. Die erste Gewässergütemessstelle des Oberlaufs liegt im Bereich von Görldorf, nur unwesentlich nach dem Zusammenschluss mit der Dievenitz. An der Messstelle Görldorf werden erhöhte Stickstoffgehalte von mehr als 2,5 mg/l gemessen. Gleichzeitig liegen die Konzentrationen im Dievenitzgraben mehr als 1 mg/l darunter, so dass bei einer etwa hälftigen Durchflusszusammensetzung an diesem Flussabschnitt mit noch deutlich größeren Stickstoffkonzentrationen im Oberlauf der Welse gerechnet werden kann.

Im weiteren Verlauf des Fließweges, ist zunächst der Zustrom der Alten Welse nicht erfasst, ehe die Sternitz und der Schmidtgraben mit geringen Lösungsinhalten einmünden. Im weiteren Verlauf des Fließweges mündet der Landiner Abzugsgraben mit erhöhten Konzentrationen von mehr als 2,5 mg/l in die Welse. Das Resultat der genannten Zuflüsse ist eine Halbierung der Stickstoffkonzentrationen vor dem Zusammenschluss der Welse mit der südlichen Randow. In Folge dieses Zustroms wird im Bereich Vierraden, kurz vor Eintritt in die Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße, eine mäßige Konzentrationserhöhung gemessen. Es wird Wasser mit Lösungsinhalten von etwa 1,5 mg/l in die Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstraße abgegeben.

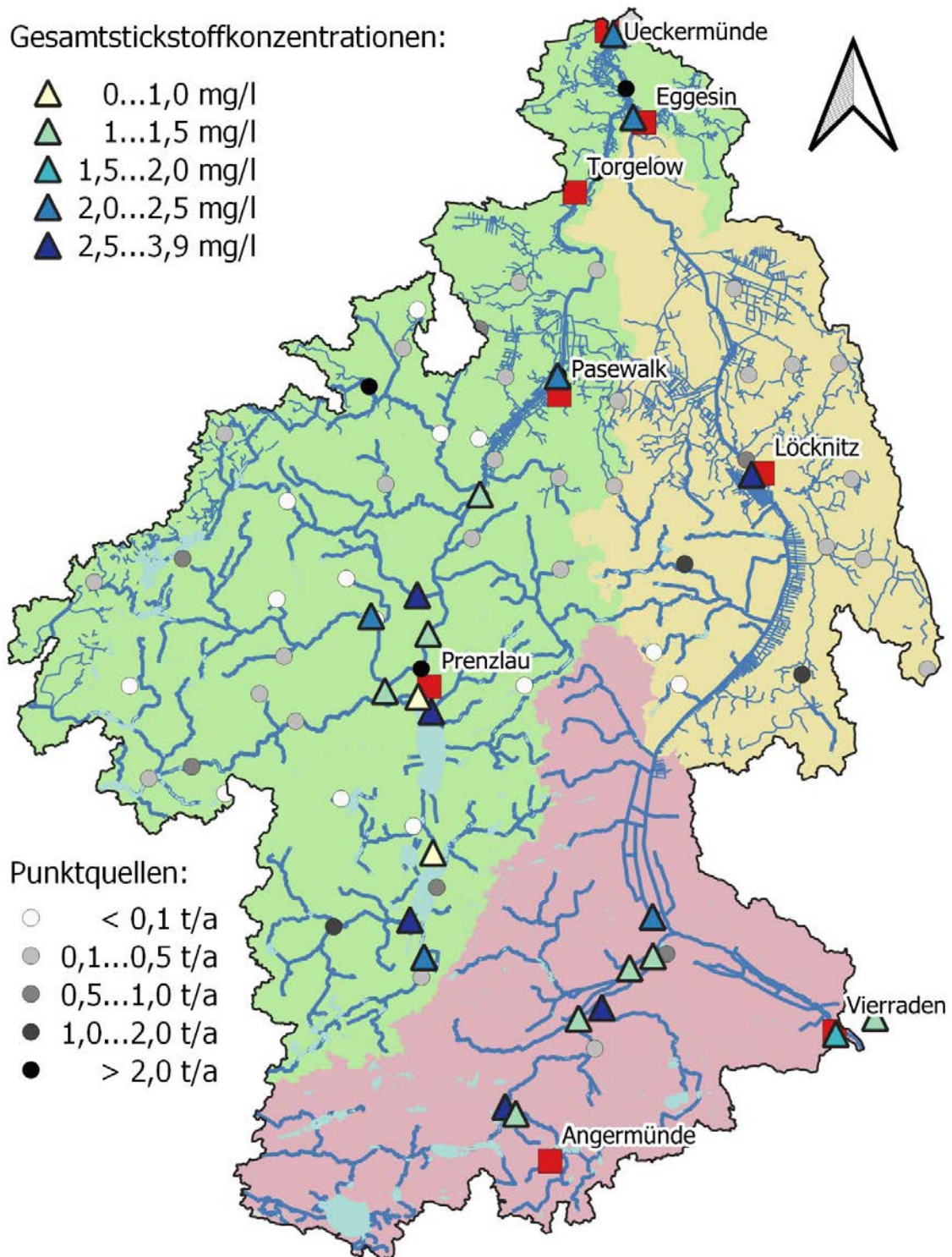


Abbildung 8: Gesamtstickstoffkonzentrationen entlang des Fließgewässerlängsschnitt unter Berücksichtigung von Punktquellen sowie der Darstellung der einzelnen Flusseinzugsgebiete

5.1.2 Phosphor

Generell zeigen die Phosphorgehalte in den einzelnen Flusseinzugsgebieten im Vergleich zu den Stickstoffgehalten eine deutlich geringere Variabilität. Die gemessenen Gesamtposphorlösungs-inhalte liegen zumeist im Bereich von 0,075 bis 0,15 mg/l und somit im Bereich, der in der OGewV angestrebt wird (0,15 mg/l) (Abbildung 9).

Wenige Ausnahmen, die jedoch im Wesentlichen mit den Ergebnissen der Betrachtungen im Stickstoffbereich übereinstimmen, weichen von diesem Bereich ab. So werden beispielsweise am Steinfurther Bach, im zentralen Bereich des Einzugsgebiets der Uecker, leicht erhöhte Gesamtposphorkonzentrationen (> 0,15 mg/l) gemessen, die auch mit erhöhten Stickstoffkonzentrationen korrelieren. Gleiches gilt für die Messstelle Görtsdorf am Oberlauf der Welse sowie den dortigen Zufluss der Dievenitz. An beiden Messstellen werden Konzentrationen von mehr als 0,3 mg/l gemessen.

Wie bereits für den Parameter Stickstoff, kann auch für den Parameter Phosphor davon ausgegangen werden, dass der **Ober- und der Unteruckersee als Stoffsenke** fungieren, da die in diesem Bereich auftretenden Gewässerauslasskonzentrationen geringe Stoffexporte vermuten lassen. Eine genauere Verifizierung kann nur unter Einbeziehung des Durchflusses erfolgen. Die hierfür nötige Messstelle existiert, sie wird derzeit jedoch nicht betrieben (*Prenzlau, Wehr OP; PKZ: 491200*).

In der Vergangenheit wurde bereits viel investiert, um die Phosphoreliminierung in den Kläranlagen zu verbessern. Daher sind die Phosphoreinträge der Kläranlagen in die Gewässer generell sehr viel geringer als im Stickstoffbereich. Die größten Phosphorimmissionen werden in den Unterläufen der Uecker und der Randow gemessen und stehen im Zusammenhang mit den dort existierenden (Klär-)Anlagengrößen. Die größten Gewässereinträge stammen aus den Kläranlagen Torgelow (1,6 t/a), Pasewalk (0,7 t/a) und Ueckermünde (0,5 t/a). Gemessen an den unter den Punkt 5.1.1 diskutierten Ausbaustufen, sind auch hier die Einleitmengen aus der Kläranlage Torgelow relativ hoch.

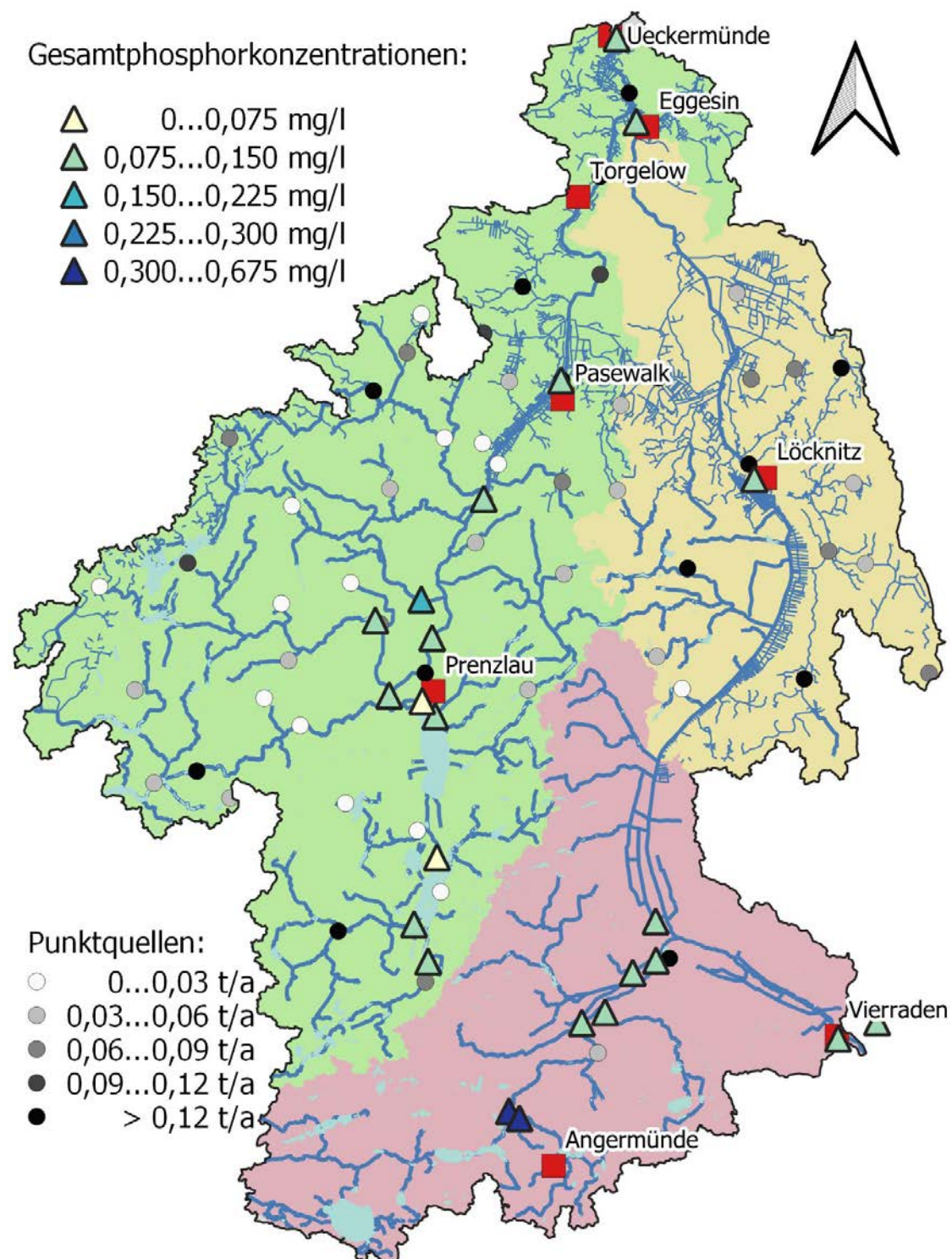


Abbildung 9: Gesamtphosphorkonzentrationen entlang des Fließgewässerlängsschnitts unter Berücksichtigung von Punktquellen und der Darstellung der einzelnen Flusseinzugsgebiete

5.2 Fließgewässer im Pegel Einzugsgebiet

Für die Quantifizierung der Nährstoffexporte ist neben der Konzentration auch der Durchfluss erforderlich, da nur so die aus einem Gebiet exportierten Frachten ermittelt werden können. Zum Zwecke der flächenspezifischen Auswertung wurden zunächst Pegel Einzugsgebiete (Abbildung 7) ermittelt (vgl. Abschnitt 4.2). Über die Verknüpfung der mittleren gemessenen Konzentrationen und der ortsgleichen mittleren Durchflüsse sind dann Nährstoffexportraten für die einzelnen Teileinzugsgebiete abgeschätzt worden. An den für die einzelnen Pegel Einzugsgebiete repräsentativen Messstellen werden dabei stets die integralen Stoffflüsse der dort angeschlossenen Gesamtfläche gemessen. Aus diesem Grund müssen die Exportraten aus den flussaufwärts gelegenen Pegel Einzugsgebieten von dem jeweils betrachteten Pegel Einzugsgebiet subtrahiert werden, um den Pegel Einzugsgebiets-spezifischen Export zu erhalten. Um darüber hinaus dem Einfluss von Punktquellen Rechnung zu tragen, müssen die Exporte aus dem Pegel Einzugsgebiet in einem letzten Schritt um die Summe der im Pegel Einzugsgebiet eingetragenen Nährstoffe aus Punktquellen bereinigt werden, um so die flächenspezifischen Exporte zu erhalten.

5.2.1 Stickstoff

Die Gesamtstickstoffexportraten variieren zwischen den Pegel Einzugsgebieten von 33 bis 438 mg/m²·a. Dabei zeigen sich tendenziell höhere Raten im Gebiet der Uecker und niedrigere Raten in den Gebieten der Welse und der unteren Randow (Abbildung 10). Für das Einzugsgebiet der *Uecker* konnten auf Grundlage der vorhandenen Daten die nachfolgend aufgeführten fünf Pegel Einzugsgebiete ausgewiesen werden:

- Uecker-Ueckermünde,
- Ober-/Mittellauf U(e)cker,
- Steinfurther Bach,
- Dükergraben Mühlhof und
- Stierngraben

Deren Flächen sind daher zum Teil sehr groß, was mit einer Nivellierung der dargestellten Nährstoffexportraten einhergeht und zur Folge hat, dass extreme oder besonders auffällige Eintragsgrößen nicht dargestellt werden können. Es ist somit nur eine durchschnittliche Darstellung der Einträge über die Gesamtfläche möglich.

Im Oberlauf der *Ucker* konnte das Einzugsgebiet Stierngraben ausgegrenzt werden. Ein zweites Einzugsgebiet umfasst sowohl einen Teil des Oberlaufes der Ucker als auch das Gebiet der Ober- und Unteruckerseen sowie den Bereich zwischen Prenzlau und Pasewalk; im hier vorliegenden Gutachten wird es Ober-/Mittellauf U(e)cker genannt. Dessen Emissionsniveau entspricht in etwa dem des Gebietes um den Stierngraben. Beide Ge-

biete gehören mit mehr als $225 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{a}$ zu den Bereichen mit größeren Emissionen innerhalb der betrachteten Einzugsgebiete. Außerdem wird aufgrund der Konzentrationsentwicklung im Ober- und Unteruckersee davon ausgegangen, dass diese als Stickstoffsinken fungieren (vgl. Abschnitt 5.1.1 und 5.1.2). Folglich müssen die mittleren Emissionen zwischen Prenzlau und Pasewalk deutlich oberhalb der ausgewiesenen $237 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{a}$ liegen.

Diese Erkenntnis wird durch das Emissionsniveau des relativ zentral gelegenen Teileinzugsgebietes Steinfurther Bach gestützt, dass mit $309 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{a}$ sehr hoch ist und inmitten des größten Pegelinzugsgebietes Ober-/ Mittellauf U(e)cker liegt.

Ein mit $427 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{a}$ deutlich größeres Emissionsniveau erreicht der Unterlauf der Uecker zwischen Pasewalk und Ueckermünde. Dieser Bereich wird neben flächenhaften Einträgen durch drei größere Kläranlagen beeinflusst, die an den Standorten:

- Pasewalk,
- Torgelow und
- Eggesin

angesiedelt sind. Im Unterlauf der Uecker werden also pro Flächeneinheit vergleichsweise große Stoffflüsse registriert.

Generell ist das Emissionsniveau in der Uecker höher als das der Welse oder der Randow. Lediglich im Einzugsgebiet des Dükergrabens bei Mühlhof (Oberlauf der Uecker) ist ein mäßiges Durchschnittsniveau von $127 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{a}$ ermittelt worden.

Die *Randow* kann in einen südlichen und einen nördlichen Bereich unterteilt werden. Das nördliche Teileinzugsgebiet besteht aus zwei Pegelinzugsgebieten, die hier:

- Randow-Löcknitz und
- Randow-Eggesin

genannt werden. Das Teileinzugsgebiet Randow–Löcknitz ist durch ein mittleres Emissionsniveau von $167 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{a}$ gekennzeichnet und im Gebiet Randow-Eggesin ergaben die Untersuchungen ein niedriges Emissionsniveau von $75 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{a}$. Somit werden im Bereich der nördlichen Randow deutliche Auswirkungen der landwirtschaftlichen Flächennutzung auf das Emissionsniveau sichtbar (nähere Erläuterungen im Abschnitt 5.4).

Dies deckt sich mit der summarischen Auswertung der Nährstoffexporte aus den einzelnen Pegelinzugsgebieten. Diese sind in der Abbildung 11 als Verhältnis zum Gesamtexport des Flusseinzugsgebietes Uecker-Randow in das Stettiner Haff dargestellt und zeigen, dass auf das gesamte Einzugsgebiet der Randow weniger als 20 % des Haff-Eintrags entfallen und zudem aus dem bewaldeten Teileinzugsgebiet Randow-Eggesin keine relevanten Stickstoffausträge resultieren. Darüber hinaus wird deutlich, dass nahezu die Hälfte der Gesamteinträge aus dem Ober-/Mittellauf der U(e)cker stammen, sodass sich in diesem

Einzugsgebiet bei flächenhafter Maßnahmenumsetzung potentiell die größten Effekte erzielen lassen.

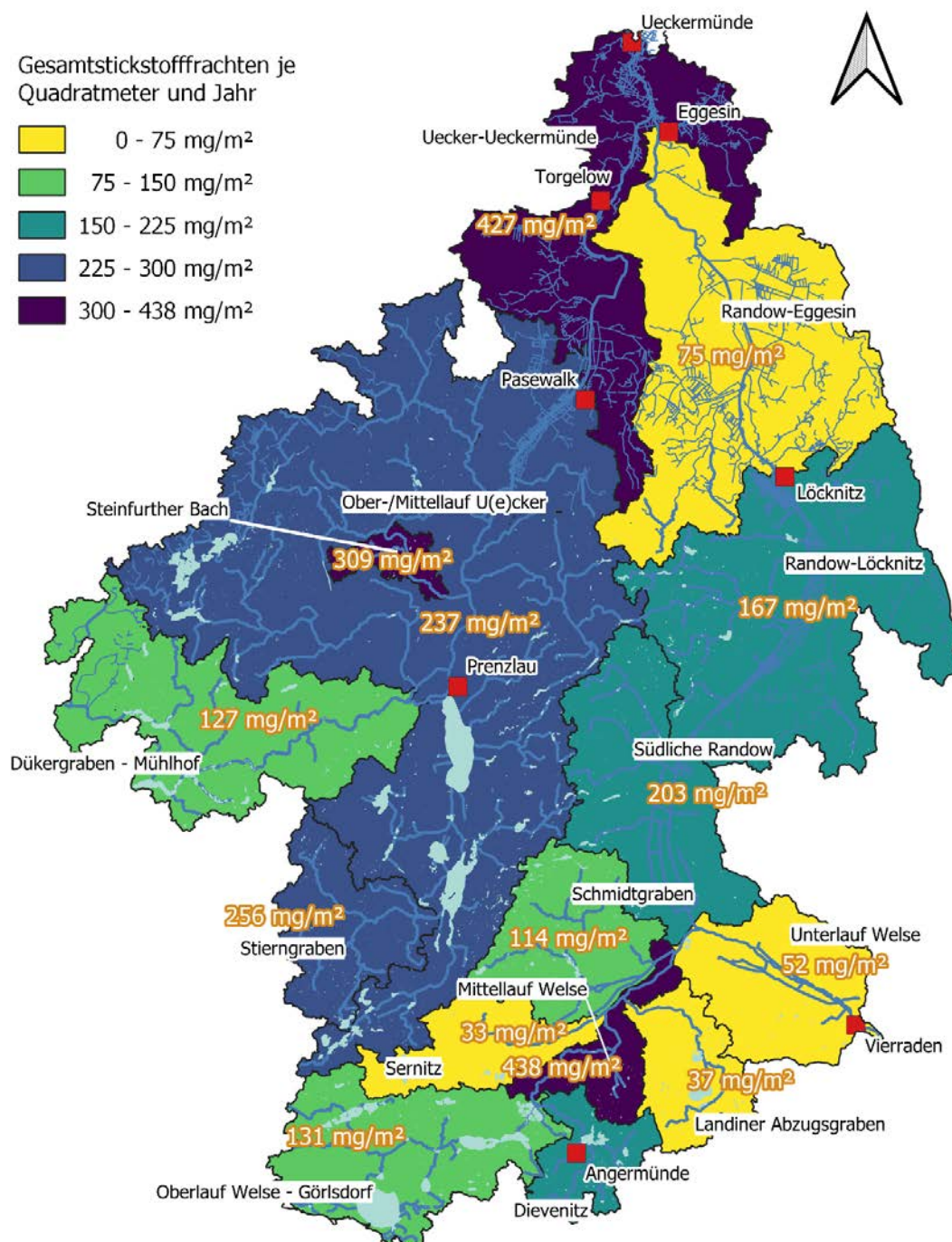


Abbildung 10: Darstellung der ermittelten Stickstoffexportraten für die ausgewiesenen Pegelinzugsgebiete mit Angabe des integralen Emissionsmittels für den Parameter Stickstoff in Milligramm pro Quadratmeter und Jahr (mg/m²·a)

Stickstoffemissionen der einzelnen
Pegeleinzugsgebiete gemessen an der
Gesamtemission im Einzugsgebiet U(e)cker-
Randow

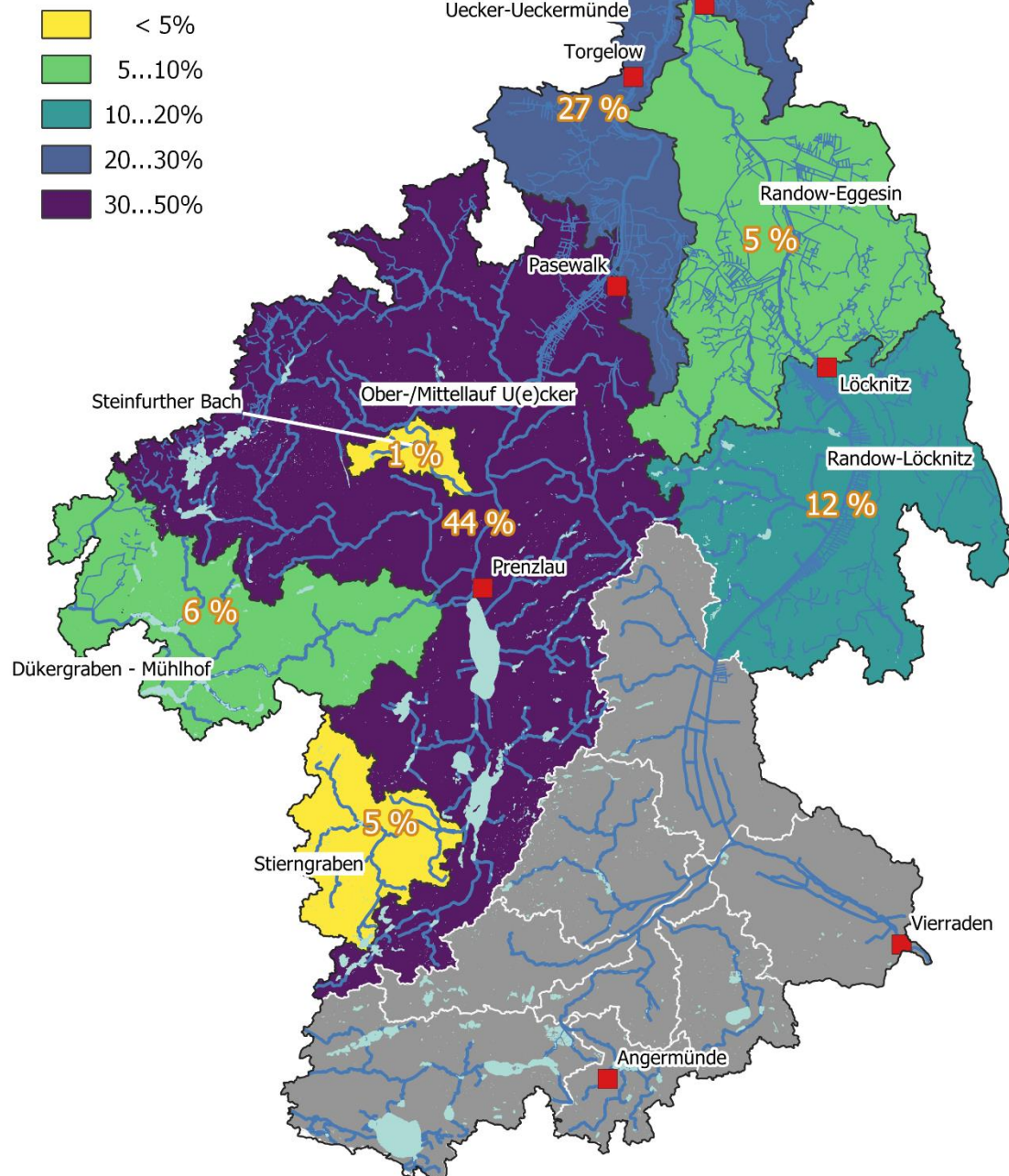


Abbildung 11: Anteile der einzelnen Pegeleinzugsgebiet am Gesamtexport des U(e)cker-Randow Einzugsgebiets in das Stettiner Haff

Das Teileinzugsgebiet Südliche Randow wird dem Einzugsgebiet der *Welse* zugeordnet. In diesem herrscht insgesamt ein niedrigeres Emissionsniveau (vgl. Abb. 10), das jedoch mit Unsicherheiten behaftet ist. So sind in die Analysen der Einzugsgebiete des Mittel- und Unterlaufes sowie der Sernitz Abflussschätzungen in die Auswertung eingeflossen, um vorhandene Datenlücken zu schließen. Auf diese Datenmanipulation musste aufgrund fehlender Abflussmessungen in diesen Bereichen zurückgegriffen werden.

Auf Basis der vorliegenden Auswertung zeigen fünf der acht Teileinzugsgebiete ein geringes bis mäßiges Emissionsniveau; dabei handelt es sich um die Einzugsgebiete:

- Oberlauf Welse – Görlsdorf (131 mg/m²·a)
- Sernitz (33 mg/m²·a)
- Schmidtgraben (114 mg/m²·a)
- Landiner Abzugsgraben (37 mg/m²·a)
- Unterlauf Welse (52 mg/m²·a)

Nur für die Teileinzugsgebiete Dievenitz, Mittellauf der Welse sowie Südliche Randow ergaben die Auswertungen ein mittleres bis hohes Emissionsniveau. Dabei sind die Ergebnisse am Mittellauf der Welse mit einer Unsicherheit behaftet, da auch in diesem Bereich Datenlücken geschlossen wurden. Aufgrund der erfolgten Einbettung der Datenmanipulation in die Messdaten des weiteren Umfeldes, ist jedoch davon auszugehen, dass die Größenordnungen der in diesem Bereich ausgewiesenen grundsätzlich Stoffflüsse plausibel ist.

Unter Zuhilfenahme der Exportanteile aus den einzelnen Pegelinzugsgebieten – dargestellt in der Abbildung 12 – wird deutlich, dass die wesentlichen Nährstoffflüsse aus den Teileinzugsgebieten:

- Südliche Randow (31 %),
- Mittellauf Welse (20 %) und
- Oberlauf Welse – Görlsdorf (19 %)

stammen. Dies wurde zumindest für den Oberlauf Welse (19 %) so nicht erwartet, da dieses Einzugsgebiet in einem weniger stark landwirtschaftlich genutzten Bereich liegt und der Oberlauf der Welse außerdem von einigen durchflossenen Seen geprägt ist, die potentiell positive Auswirkungen auf die Stickstofffrachten haben sollten. Allerdings liegt die Gütemessstelle zur Ausgrenzung des Pegelinzugsgebiets (WE_0020: Strbr. Kerkow-Greifenberg) räumlich nahe den Fischteichen an der Blumenberger Mühle, so dass hier ein Zusammenhang nicht ausgeschlossen werden kann. Das Teileinzugsgebiet der südlichen Randow (31 %) umfasst große Niederungsbereiche, die künstlich entwässert sind und sich nahezu vollständig in der landwirtschaftlichen Nutzung befinden. Aufgrund der Größe des Teileinzugsgebiets und des relativ hohen mittleren Flächenexports (vgl. Abbildung 10; 203 mg/m²·a) hat das Teileinzugsgebiet signifikanten Einfluss auf die gesamte Nährstoffbilanzierung des Welseinzugsgebietes.

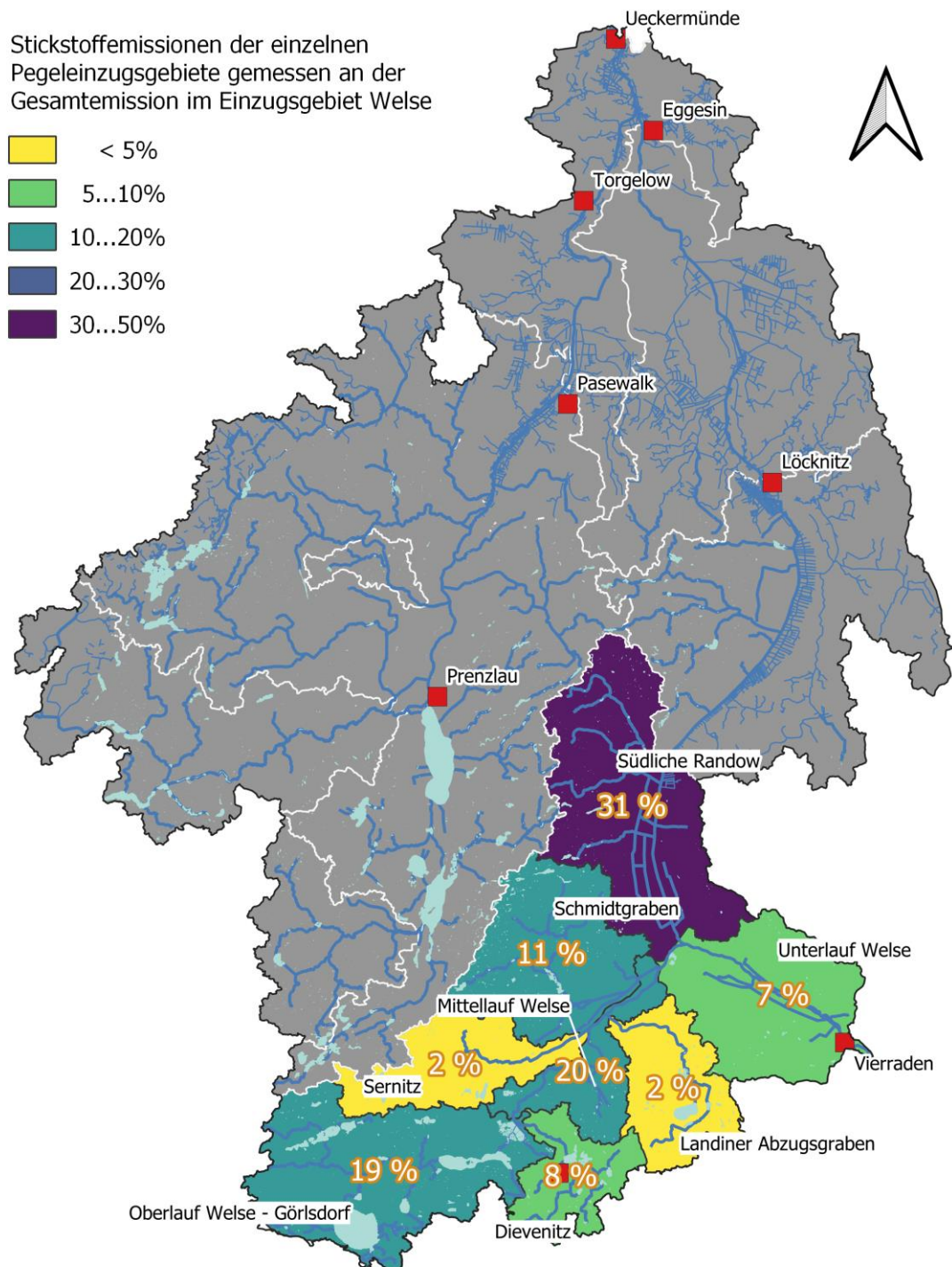


Abbildung 12: Anteile der einzelnen Pegeleinzugsgebiet am Gesamtexport des Welse Einzugsgebiets in die Hohensaatener-Friedrichsthaler Wasserstraße

5.2.2 Phosphor

Wie die Auswertung der Lösungsinhalte im Fließgewässer bereits vermuten ließ, ist das **Emissionsniveau für Phosphor im Vergleich zum Stickstoff deutlich geringer**. Die Abbildung 13 veranschaulicht die berechneten Phosphor-Exportraten für die einzelnen Pegelinzugsgebiete. Dabei zeigen der Großteil der ausgegrenzten Teilflächen nur geringe bis mäßige Gesamtposphorexporte ($< 15 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{a}$). Zudem ist im Bereich des Mittellaufes der Welse sogar ein statistisch ermittelter Phosphorrückhalt erkennbar ($-33 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{a}$), der jedoch mit Unsicherheiten behaftet ist, da dieses Teileinzugsgebiet mit Hilfe einer Datenimputation ausgewertet wurde. Vergleichsweise größere Phosphoremisionen ($> 15 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{a}$) sind nur im Teileinzugsgebiet Uecker-Ueckermünde ($18 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{a}$) und in der Dievenitz ($55 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{a}$) zu erkennen.

Die Einbeziehung der prozentualen Phosphorexportraten der einzelnen Teileinzugsgebiete sind für das Uecker-Randow Einzugsgebiet in der Abbildung 14 und für das Welse Einzugsgebiet in der Abbildung 15 dargestellt. Für das Einzugsgebiet der Uecker-Randow wird deutlich, dass die größten Phosphorfrachten im Einzugsgebiet Uecker-Ueckermünde auftreten. Dagegen steuert das größte Teileinzugsgebiet (Ober-/Mittellauf Uecker) nur etwa ein Viertel der Gesamtfracht bei, sodass sich hier zwischen den Parametern P und N unterschiedliche Stoffdynamiken darstellen. Die erhöhten Phosphorfrachten im Teileinzugsgebiet Uecker-Ueckermünde (37 %) könnten zum Teil mit der Rückstaubeinflussung und der damit einhergehenden Verweildauererhöhung in Verbindung stehen. Außerdem ist es möglich, dass die Grünlandbewirtschaftung zum Phosphoreintrag in das Gewässer beiträgt.

Im Einzugsgebiet der Welse stammen die summarisch größten Phosphoreinträge aus den Teileinzugsgebieten der Dievenitz (36 %) und dem Unterlauf der Welse (34 %). Die übrigen Einzugsgebiete zeigen nur geringe Phosphorfrachten. Generell gilt, dass die einzelnen Phosphorfraktionen ineinander umgewandelt werden können. Daher ist in Bereichen mit großen Verweilzeiten oder rückstaubeinflussten Gebieten eher der Gesamtposphorlösungsinhalt für die Gewässergütebewertung heranzuziehen, während in konstant fließenden Gewässerabschnitten die bioverfügbare ortho-Phosphatfraktion zur Bewertung genutzt werden sollte. Die bis hier ausgeführten Auswertungen basieren auf den Gesamtposphorgehalten bzw. -frachten in den jeweiligen Fließgewässern und Pegelinzugsgebieten.

In der Abbildung 16 sind die in den jeweiligen Pegelinzugsgebieten direkt bioverfügbaren ortho-Phosphatanteile prozentual zum Gesamtposphorexport dargestellt. Die reaktiven Phosphoranteile in den Oberläufen sowie dem Welseinzugsgebiet sind generell gering ($< 40 \%$), während an den Mittel- und Unterläufe der Uecker und der Randow ortho-Phosphatanteile von 44 bis 88 % gemessen wurden. In diesen Bereichen kann somit das sommerliche Algenwachstum begünstigt werden. Besonders kritisch hinsichtlich der Eutrophierungsproblematik des Stettiner Haffs ist zu bewerten, dass die Unterläufe mit ihren großen

Durchflüssen und ihren hohen ortho-Phosphatanteilen wesentlich zur Stoffbelastung in den Küstengewässern beitragen.

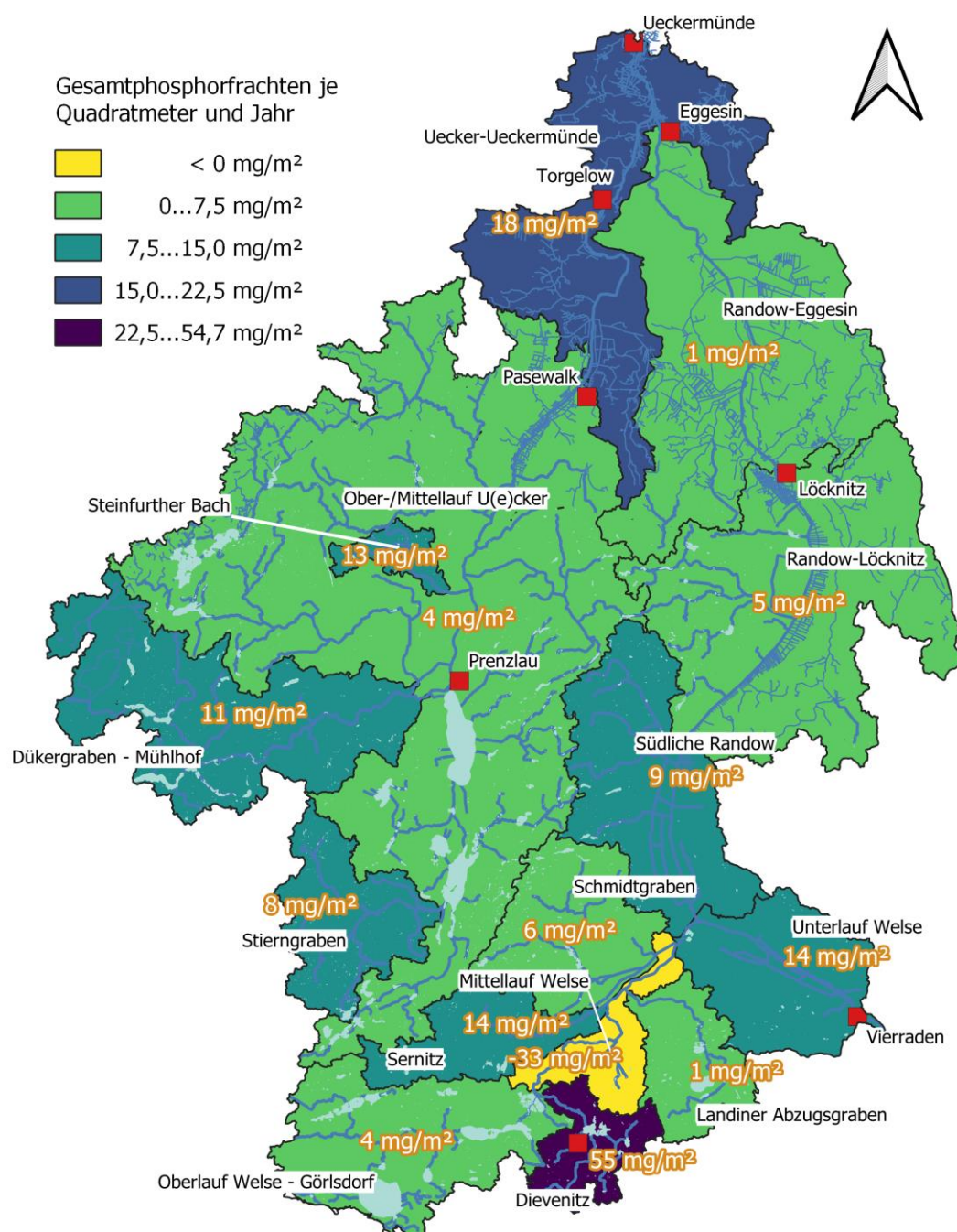


Abbildung 13: Darstellung der ermittelten Phosphorexportraten für die ausgewiesenen Pegel Einzugsgebiete

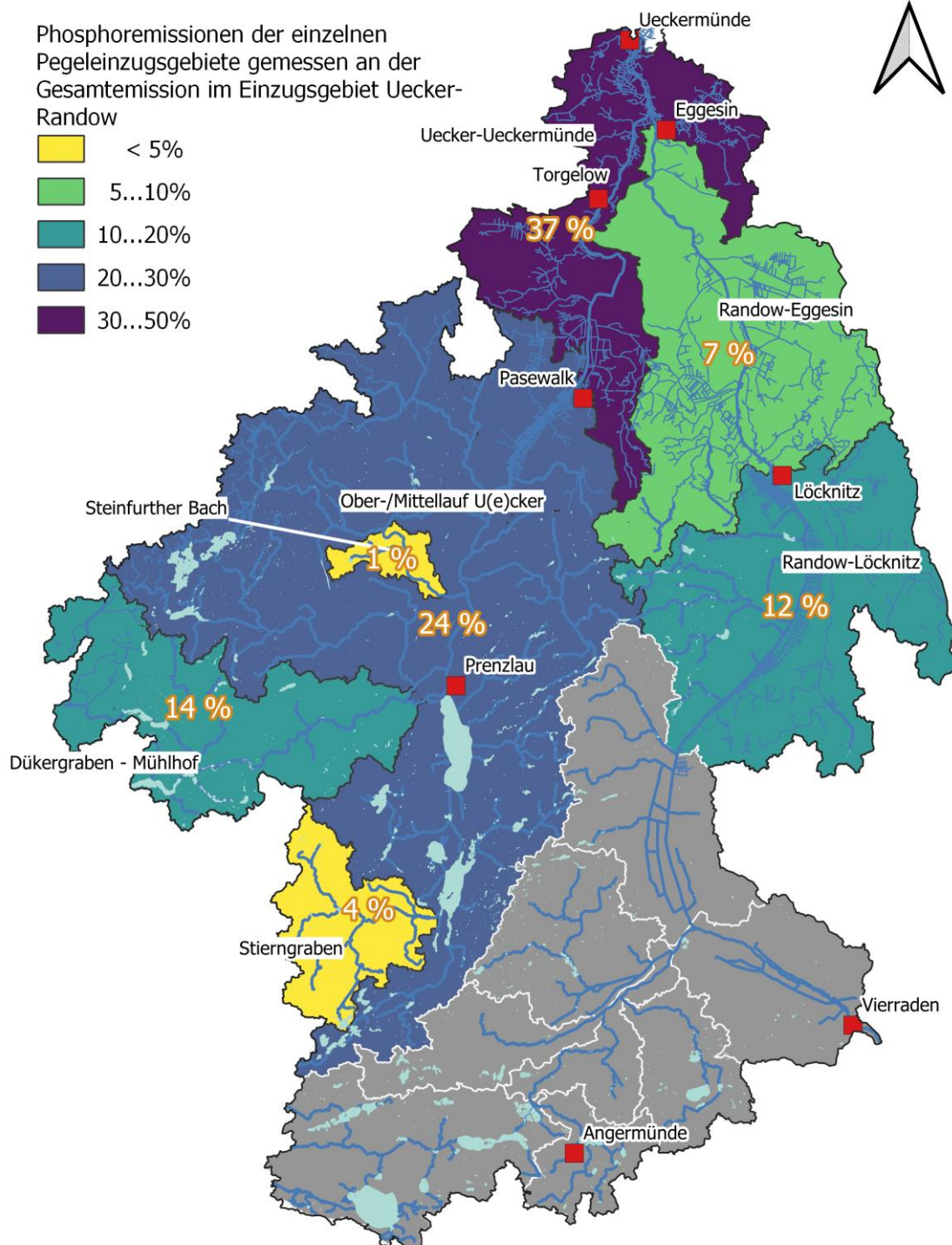


Abbildung 14: Anteile der einzelnen Pegeleinzugsgebiete am Gesamthosphorexport des U(e)cker-Randow Einzugsgebiets in das Stettiner Haff

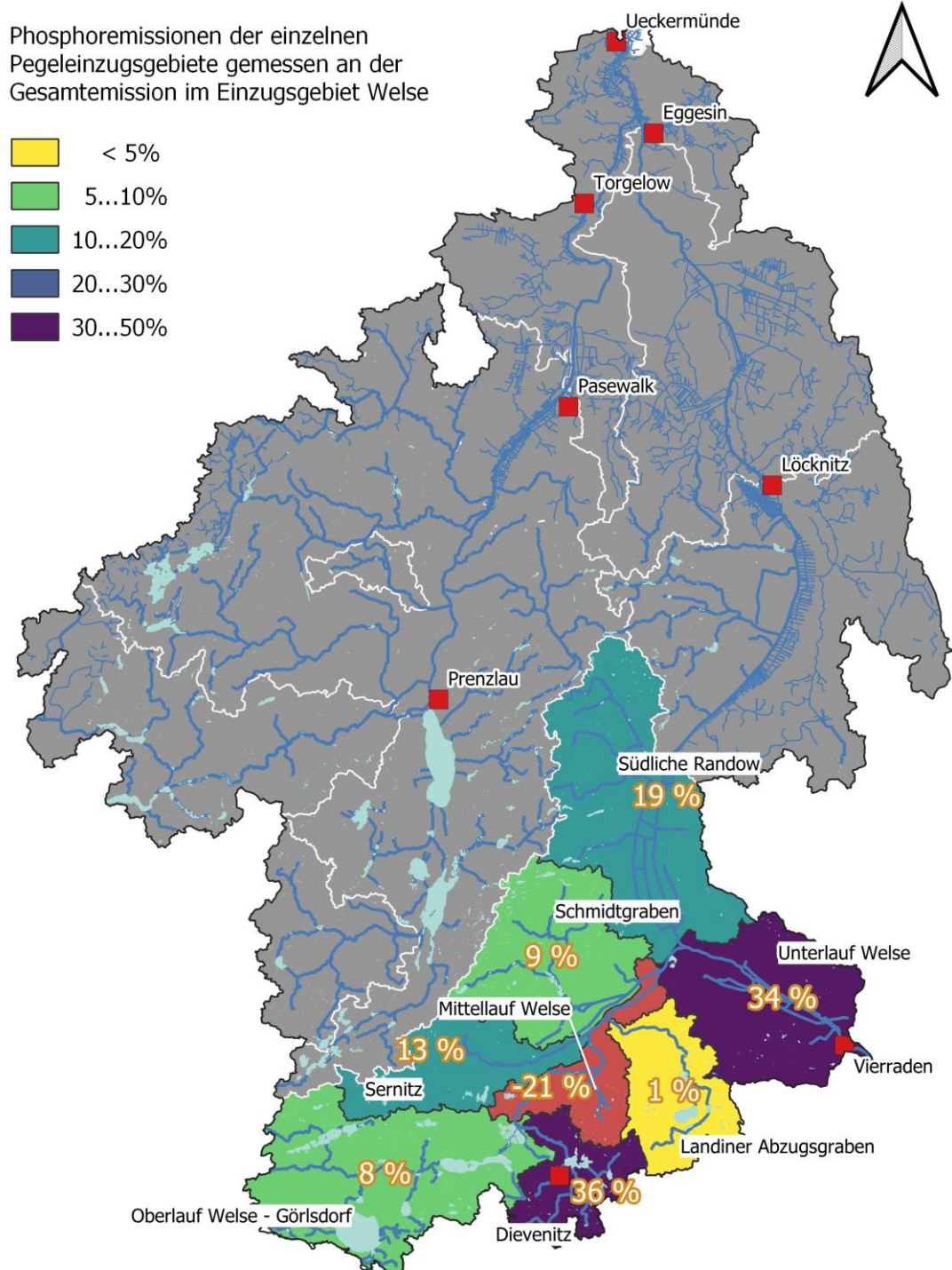


Abbildung 15: Anteile der einzelnen Pegeleinzugsgebiete am Gesamtposphorexport des Welse Einzugsgebiets in die Hohensaatener-Friedrichsthaler Wasserstraße

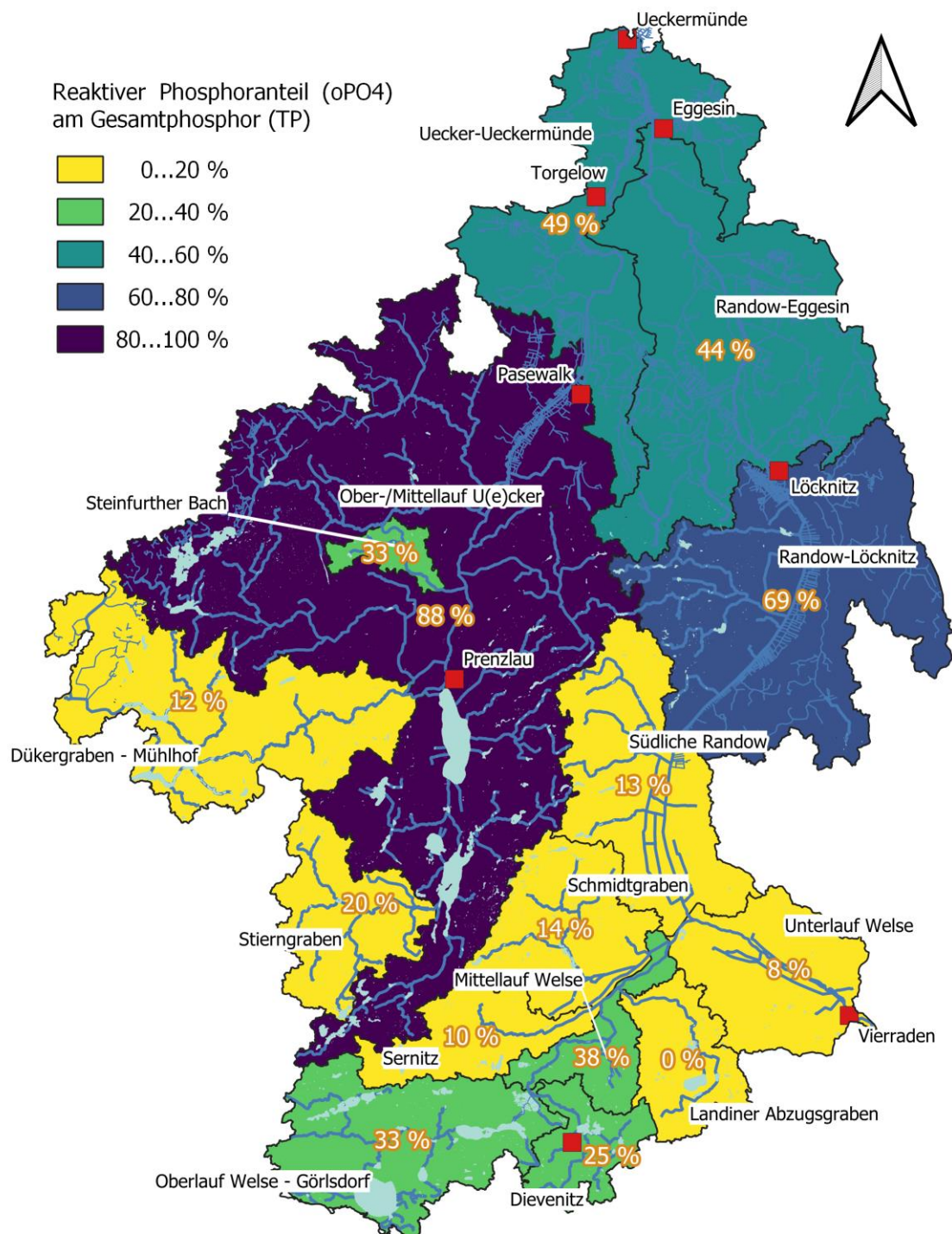


Abbildung 16: Prozentualer Anteil reaktiver Phosphor (oPO₄) am emittierten Gesamtphosphor in den einzelnen Pegeleinzugsgebieten

5.3 Punktquellen

In Kläranlagen wird Abwasser gereinigt und anschließend in Fließgewässer eingeleitet. Beim Reinigungsprozess können zumeist nicht alle gelösten Nährstoffe eliminiert werden, und gelangen über den Kläranlagenablauf in die Fließgewässer. Aufgrund der lokal eng-räumig stattfindenden Wassereinleitung wird schließlich von Punktquellen gesprochen. Dennoch haben solche punktuellen Einleitungen das Potential die Wasserzusammensetzung im weiteren Flusslauf zu beeinflussen. Bei den Anstrengungen zur Verbesserung der Gewässergüte stehen sie bereits seit Jahrzehnten im Fokus. Dabei wurden zumeist Phosphoreliminierungen in den Kläranlagen installiert, welche die Phosphoreinträge in die Fließgewässer bereits wesentlich senken konnten. Dies spiegelt sich auch bei den hier betrachteten Einzugsgebieten wider. Die Abbildung 17 und 18 zeigen für die Parameter Stickstoff und Phosphor die gebietsspezifischen Kläranlageneinträge in die Gewässer. Insbesondere im Bereich des Mittel- und Unterlaufs der Uecker übersteigt der Eintrag an Gesamtstickstoff aus Kläranlagen den Gesamtphosphoreintrag um ein 6- bis 7-faches. Dabei überschreiten die Phosphoremissionen aus Kläranlagen 3 Tonnen pro Jahr (t/a) und Pegeleinzugsgebiet nicht. Allerdings liegen die Haupteintragsgebiete im Mittel- und Unterlauf der Uecker und somit ungünstig nahe zum Stettiner Haff.

Für die *Stickstoffemissionen* gilt, dass diese ebenfalls im Wesentlichen im Mittel- und Unterlauf der Uecker eingetragen werden. Sie betragen in diesen beiden Pegeleinzugsgebieten zusammen etwa 33 t/a und stellen somit eine nicht zu vernachlässigende Größenordnung dar. Inwieweit in den vorhandenen Kläranlagen in diesen Gewässerabschnitten bereits Stoffeliminierungsmaßnahmen erfolgen, sollte daher im Rahmen weiterführender Untersuchungen betrachtet werden.

Um besser bewerten zu können, ob die Punktquellen wesentlich zum Gesamtemissionsniveau in den Pegeleinzugsgebieten beitragen, wurden deren Anteile an der pegeleinzugsgebietsspezifischen Jahresemission berechnet. Aus diesen Berechnungen ergibt sich, dass die *Stickstoffemissionen* der Kläranlagen in den Einzugsgebieten:

- Uecker-Ueckermünde (12 %) und
- Randow-Eggessin (11 %)

wesentlich zu deren Gesamtemission beitragen (Abbildung 19). Hier handelt es sich um gleichzeitig bevölkerungsreiche sowie touristisch genutzte Gebiete, in denen größere Kläranlagen betrieben werden (müssen). Auch wenn diese Zahlen auf den ersten Blick hoch erscheinen, zeigt der Vergleich mit den anteiligen Stickstoffemissionen der benannten Pegeleinzugsgebiete, dass die Kläranlagen nur 3 % bzw. 0,5 % zum Gesamteintrag in das Haff ausmachen. Dies deckt sich im Wesentlichen mit der Nährstoffmodellierung des Forschungszentrums Jülich (2019).

Im Vergleich zu den Emissionsanteilen beim Stickstoff, sind die für *Phosphor* in einem deutlich höheren Wertebereich angesiedelt (vgl. Abbildung 20). Hier werden großflächig zwischen 15 % und 69 % des Gesamtposphors durch Punktquellen eingetragen. Dies zeigt, dass der Einfluss von Punktquellen für die Phosphorbelastung der betrachteten Fließgewässer nicht zu vernachlässigen ist. So machen die Phosphoreinträge aus Punktquellen etwa ein Viertel der Gesamtemissionen des Uecker-Randow Einzugsgebiets aus. Für das Welse-Einzugsgebiet sind die Einträge aus Punktquellen zu vernachlässigen.

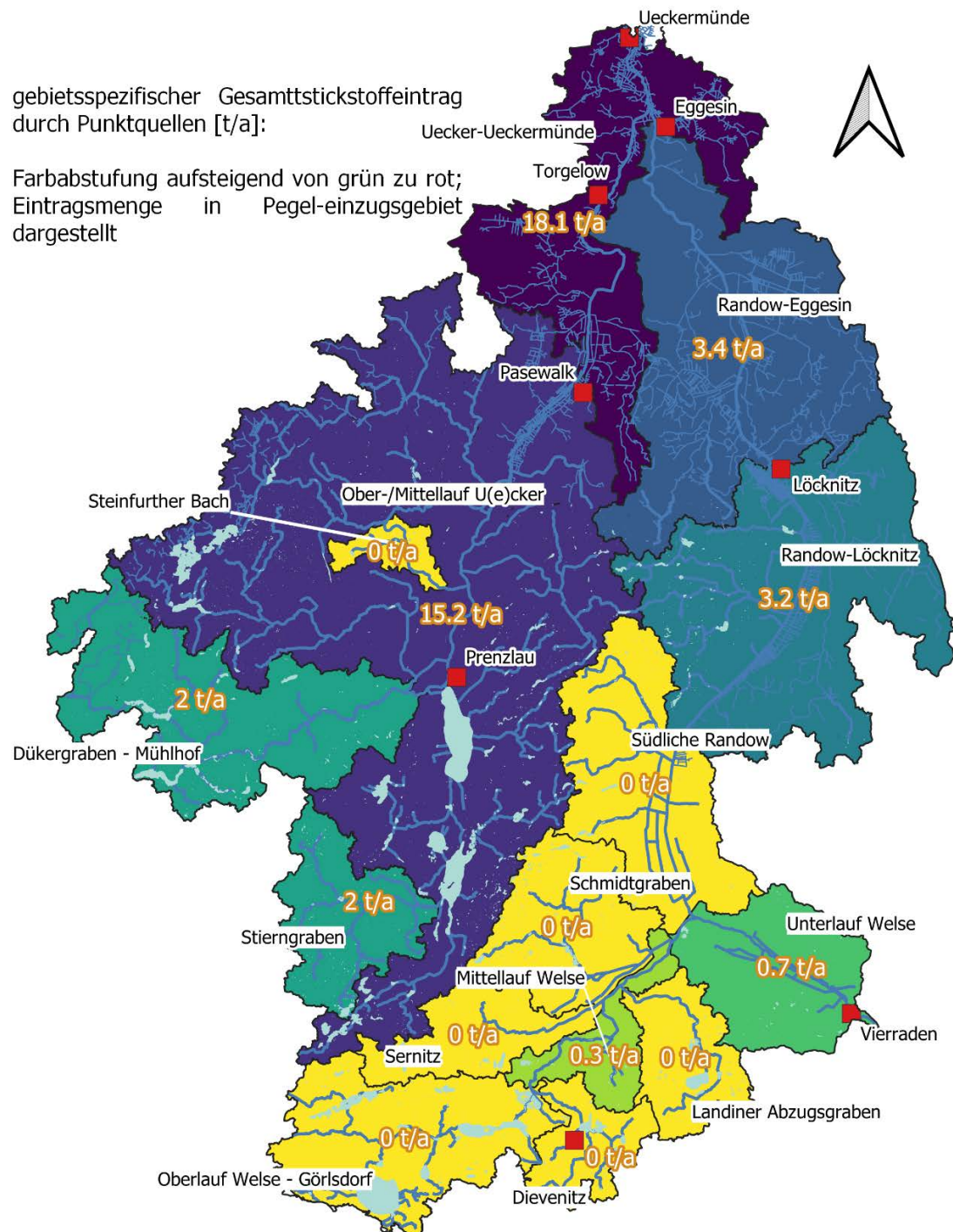


Abbildung 17: Gebietsspezifische Stickstoffeinträge in den Pegel-einzugsgebieten durch Punktquellen

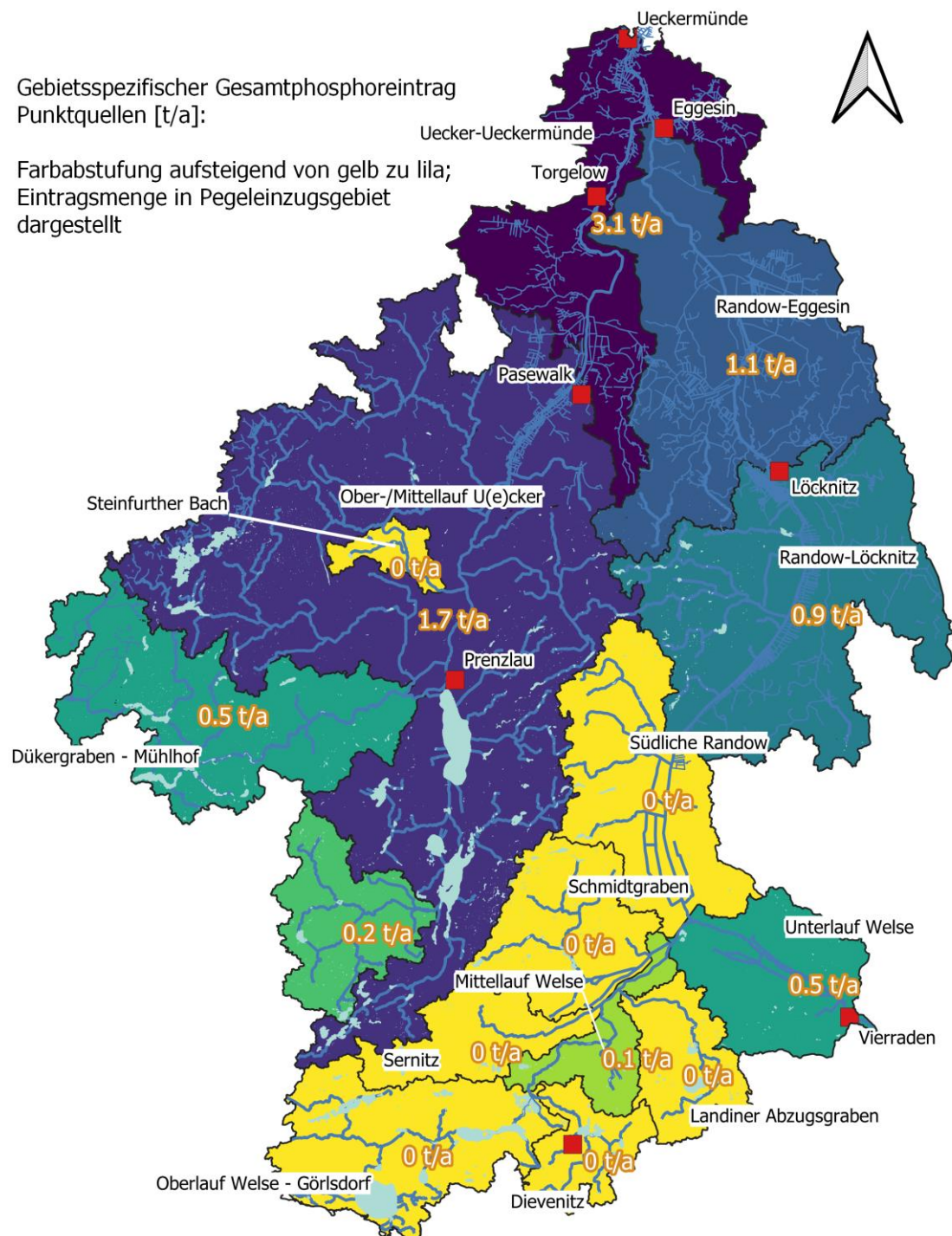


Abbildung 18: Gebietsspezifische Phosphoreinträge in den Pegelinzugsgebieten durch Punktquellen

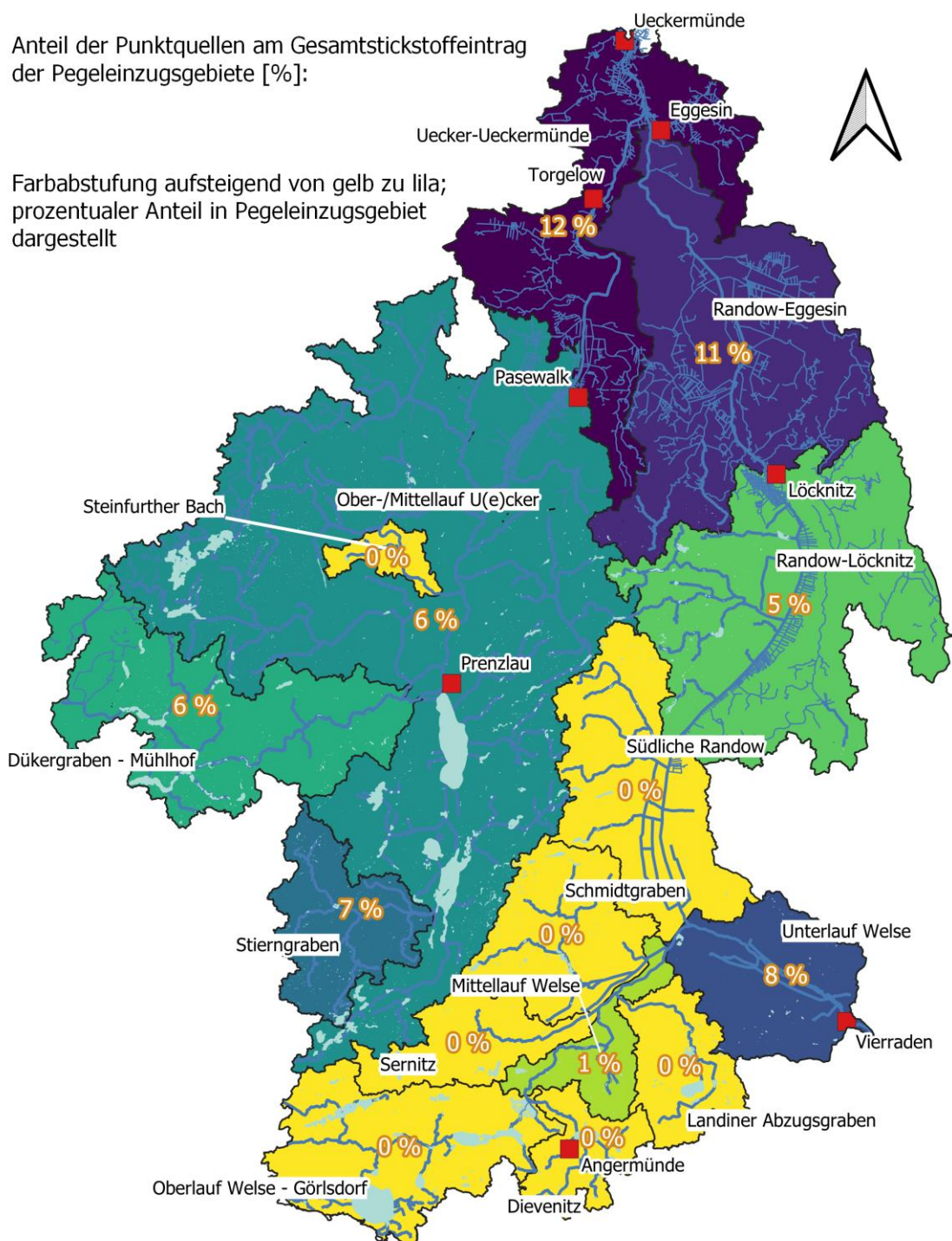


Abbildung 19: Prozentualer Anteil der Punktquellen am Gesamtstickstoffeintrag der Pegelinzugsgebiete



Abbildung 20: Prozentualer Anteil der Punktquellen am Gesamtposphoreintrag der Pegelinzugsgebiete

5.4 Einfluss der Landnutzung

Im vorangegangenen Abschnitt wurde gezeigt, dass Punktquellen zwar vereinzelt größere Emissionsbeiträge für Pegelinzugsgebiete liefern können, diese gemessen am Gesamtexport in die Küstengewässer jedoch nur einen geringen Anteil ausmachen (dies gilt insbesondere für Stickstoff).

Die Nährstoffmodellierung des Forschungszentrum Jülichs belegt, dass diffuse landwirtschaftliche Stoffeinträge ursächlich für den Großteil der Nährstoffbelastungen in Fließgewässern verantwortlich sind. Zur Prüfung dieser Hypothese und weiteren Validierung des hier angewandten Vorgehens, wurde die Landnutzung der aktuellen Version des *Corine-Landcovers (2018)* für die einzelnen Pegelinzugsgebiete herangezogen (Abb. 21 und 22). Dabei wurde eine Aufteilung in emissionsreiche und emissionsarme Pegelinzugsgebiete vorgenommen, wobei hier eine Exportrate von $> 150 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{a}$ für die Eingruppierung in die Klasse mit hohen Stickstoffemissionen festgelegt wurde. Die Ergebnisse machen deutlich, dass die Pegelinzugsgebiete mit flächenspezifisch hohen Emissionsniveaus vorwiegend landwirtschaftlich genutzt werden und/oder größere Siedlungsgebiete angegliedert haben. Dagegen besitzen emissionsarme Einzugsgebiete vermehrt Wald- oder natürliche Grünlandanteile bzw. befinden sich im Oberlauf der Flüsse, wo vorteilhafte Gerinneeigenschaften den gewässerinternen Rückhalt begünstigen und so den Nährstoffexport minimieren.

Um den Zusammenhang zwischen der Landnutzung und den Stickstoff-Exportraten zu überprüfen, wurden für die Teileinzugsgebiete die Landnutzungsanteile ins Verhältnis zu den Exportraten der Einzugsgebiete gesetzt (Abb. 23). Auch hier konnte eine Korrelation hergestellt werden, die aufgrund der geringen Datendichte jedoch nicht hinreichend signifikant ist. Dennoch zeigt sich, dass Gebiete mit fast ausschließlicher Ackernutzung und/oder größeren Siedlungsanteilen generell höhere Emissionsraten generieren. Im Hinblick auf die Landnutzung sind beispielsweise die Pegelinzugsgebiete Steinfurther Bach, der Mittellauf der Welse sowie die Randow flussaufwärts von Löcknitz hervorzuheben (vgl. Abbildung 23), die die höchsten Exportraten bei gleichzeitig nahezu ausschließlich landwirtschaftlicher Nutzung zeigen.

Die flächenspezifisch höchste Stickstoff-Exportrate besitzt das Teileinzugsgebiet Uecker-Ueckermünde, das in der statistischen Auswertung stark unterhalb der Regressionsbeziehung dargestellt ist, was auf die in diesem Einzugsgebiet verhältnismäßig großen Waldanteile bei gleichzeitig hohen Exportraten zurückzuführen ist. Jene starken Stoffflüsse stehen vermutlich im Zusammenhang mit der Grünlandbewirtschaftung und/oder der Rückstaubeinflussung, was auch in den angrenzenden Entwässerungsflächen zu unterschiedlichen Wasserständen führt, die somit biogeochemische Mobilisierungsprozesse begünstigen können.

Gebiete, die ebenfalls größere Grünlandanteile besitzen, sind:

- Ober-/Mittellauf Uecker (237 mg/m²·a)
- Südliche Randow (203 mg/m²·a),
- Randow – Löcknitz (167 mg/m²·a),
- Randow – Eggesin (75 mg/m²·a) und
- Unterlauf Welse (52 mg/m²·a),

wobei nur aus den drei erstgenannten Gebieten signifikante Exportraten resultieren. Im Bereich Randow – Eggesin kommen neben den Grünlandflächen auch größere zusammenhängende Waldgebiete vor, die womöglich dafür verantwortlich sind, dass die Exportraten deutlich kleiner ausfallen als im südlichen, der Welse zulaufenden Randow-Teileinzugsgebiet sowie dem Bereich Randow – Löcknitz. Ein Vergleich mit den Feldblöcken zeigt im Vergleich mit den Corine Landcover Daten (CLC, 2018) ein konsistentes Bild und wird daher nicht separat dargestellt.

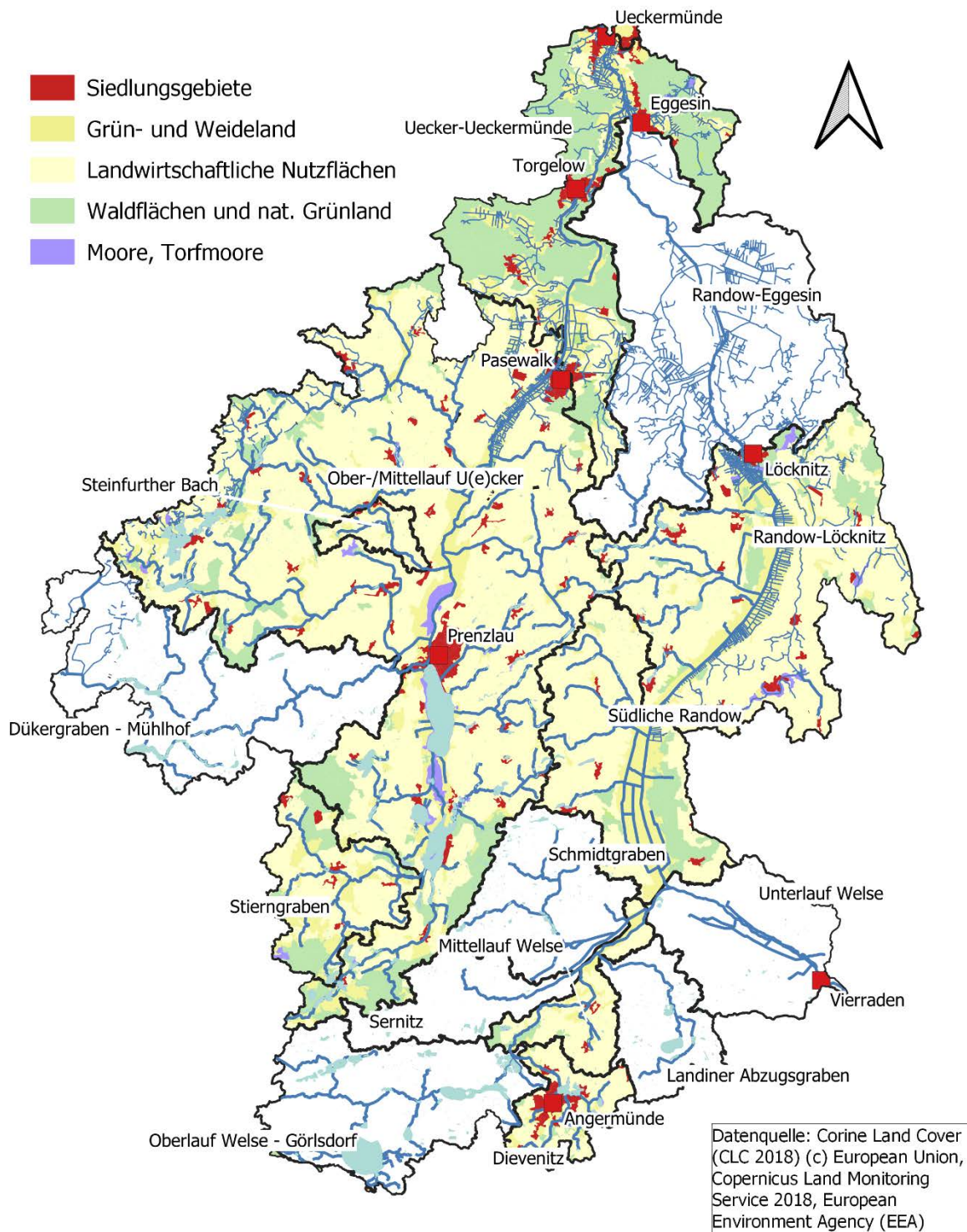


Abbildung 21: Vergleich der Landnutzung in emissionsreichen Pegel Einzugsgebieten

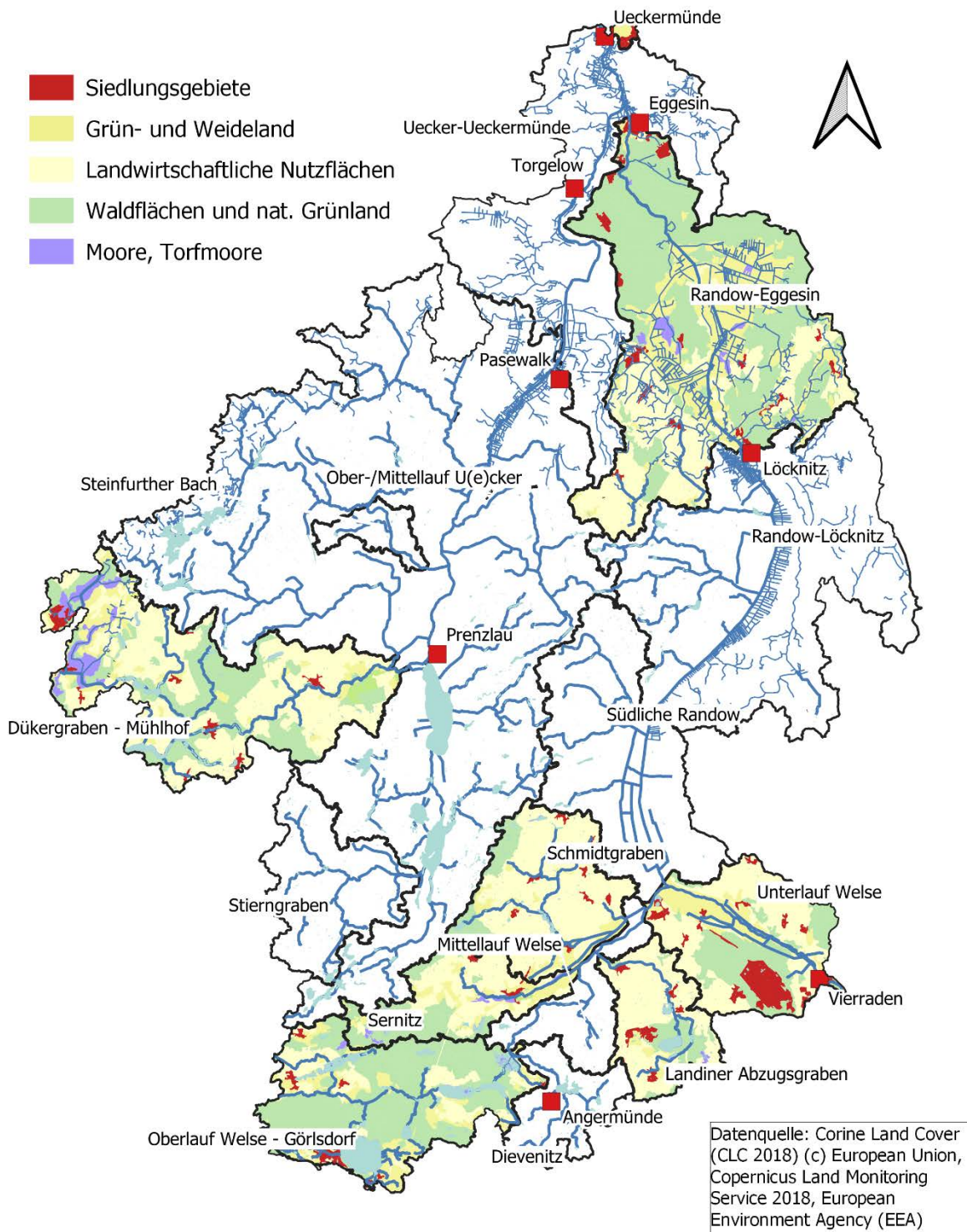


Abbildung 22: Vergleich der Landnutzung in emissionsarmen Pegel Einzugsgebieten

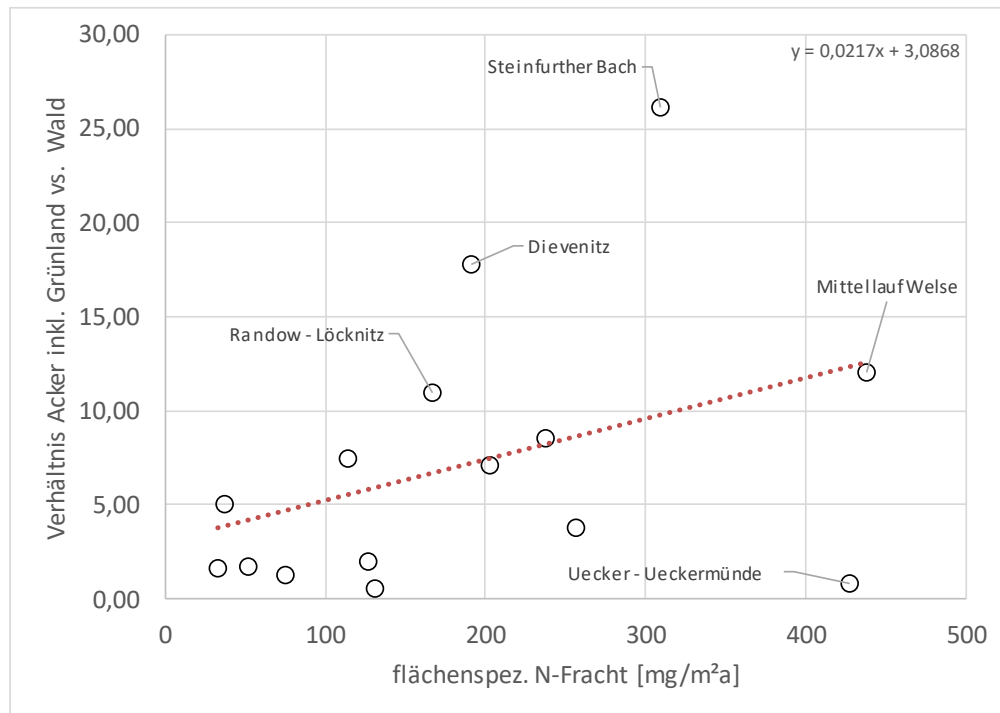


Abbildung 23: Beziehung zwischen Acker-zu-Wald-Verhältnis und der flächenspezifischen Stickstofffracht

6 Ergebniszusammenfassung und Schlussfolgerungen

Innerhalb der hier vorliegenden Auswertung wurde zunächst die Konzentrationsentwicklung für die Parameter Stickstoff und Phosphor entlang des Fließweges der Uecker, der Randow und der Welse dargestellt und mögliche Einflüsse auf die **Konzentrationsentwicklung** diskutiert. Hierbei wurden auch Punktquellen entlang des Fließweges beachtet. Im Ergebnis dieses ersten Auswertungsschrittes konnte für den Parameter **Stickstoff** gezeigt werden, dass:

- die Nährstoffkonzentrationen im Ober- und Unteruckersee am Gewässerablauf wesentlich geringer als in den Zuläufen sind,
- die Stickstoffkonzentrationen der Ucker/Uecker ausgehend von Prenzlau sukzessive zunehmen,
- die größeren Kläranlagen Pasewalk, Torgelow und Ueckermünde sich nicht konzentrationswirksam auf die Wasserqualität der Uecker auswirken,
- die entwässerten Niederungsbereiche der nördlichen Randow bis Löcknitz und der südlichen Randow relativ hohe Stickstoffkonzentrationen zeigen,
- das Welse Einzugsgebiet im Hauptstrom geringe Stickstoffkonzentrationen aufweist,
- aber im Oberlauf der Welse trotz eines bewaldeten und mit durchflossenen Seen versehenen Einzugsgebietes relativ hohe Konzentrationen ($> 2,5$ mg/l) gemessen werden.

Für den Parameter **Phosphor** wurde festgestellt, dass die Phosphorkonzentrationen entlang des Fließweges der einzelnen Flüsse zumeist im Bereich zwischen 0,075 und 0,15 mg/l liegen und somit den Orientierungswert der OGeWV einhalten. Somit sind die gemessenen Phosphorgehalte über die Einzugsgebiete hinweg relativ homogen verteilt und lediglich im Oberlauf der Welse und in der Dievenitz wurden erhöhte Messwerte aufgezeichnet. Insgesamt gilt, dass das direkt bioverfügbare ortho-Phosphat in unbelasteten Fließgewässern nur in sehr geringen Größenordnungen ($< 0,05$ mg/l) nachzuweisen sein sollte und auch die Gesamtposphorfraktionen nicht wesentlich höhere Wertebereiche annehmen sollten. In den hier betrachteten Einzugsgebieten liegen zum einen die gemessenen Konzentrationen zumeist in einem Bereich über 0,1 mg/l und zum anderen sind zum Teil auch größere ortho-Phosphatbestandeile ermittelt worden. Dies deutet zunächst auf eine fortwährend bestehende Gewässerbelastung in allen Einzugsgebieten hin. Die Interpretation der einzelnen Phosphorfraktionen anhand von punktuellen Messungen ist jedoch sehr schwer, da deren Nachweis an das Vorkommen und die Intensität von biotischen Prozessen im Gewässer, aber auch von den Gerinneigenschaften, wie der Fließgeschwindigkeit abhängen.

Ungeachtet der voranstehenden Ausführungen gilt die Konzentrationsentwicklung im Ober- und Unteruckersee auch für die Phosphorfraktionen (Senkenfunktion).

In einem zweiten Auswertungsschritt wurden (**Pegel-)Teileinzugsgebiete** ausgewiesen, deren Exportraten bestimmt und deren Anteil am flussgebietsspezifischen Gesamtexport ins Stettiner Haff dargestellt. Auch in diesem Auswertungsschritt wurde die Rolle von Punktquellen untersucht. Jene Punktquellen können in einigen wenigen Einzugsgebieten bis zu 10 % der Emissionen ausmachen, sie spielen jedoch insgesamt nur eine untergeordnete Rolle, da die Einträge ins Gewässer nur einen Anteil von unter 3 % der Gesamtemissionen ausmachen. **Eine weitere Reduktion der Einträge durch Punktquellen kann somit lokal zwar sinnvoll sein, hat jedoch als Einzelmaßnahme keinen maßgeblichen Einfluss auf die Entwicklung der Nährstoffgehalte im Stettiner Haff.** Dennoch kommen im Einzugsgebiet Uecker/UEckermünde die nachfolgenden größeren Kläranlagen vor, die Ausbaustufen von 15.000 bis 40.000 Einwohner besitzen:

- Torgelow,
- Pasewalk und
- Ueckermünde.

Von den aufgeführten Kläranlagen zeigt in Relation zu den angeschlossenen Einwohnerwerten jedoch nur die Kläranlage Torgelow vergleichsweise hohe Emissionen (vgl. Abschnitte 5.1.1 und 5.1.2).

Die hier vorgenommenen flächenhaften stofflichen Erhebungen basieren auf der Korrelation von gemessenen Durchflüssen und Gewässergüteparametern. Anhand der so ausgegrenzten Pegeleinzugsgebiete wurden Frachten ermittelt, die die jeweiligen Teilgebiete kumulativ über den Zeitraum eines Jahres verlassen. Diese Frachten sind nicht mit den in anderen wissenschaftlichen Arbeiten verwendeten Flächenüberschüssen ($\text{kg/ha}\cdot\text{a}$) zu vergleichen, da sie das Resultat der flächenhaft stattfindenden Nährstoffausträge sowie der flussinternen Selbstregulierungsprozesse sind. Dennoch ermöglicht die flächennormierte Darstellung ($\text{mg/m}^2\cdot\text{a}$) der Nährstoffexporte die Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Einzugsgebieten und unter Zuhilfenahme von weiteren Hilfsvariablen, wie der Landnutzung, können Gründe für die unterschiedlichen Austragsraten erörtert werden.

Im Ergebnis des zweiten Auswertungsschrittes konnte für den Parameter **Stickstoff** gezeigt werden, dass die größten Nährstoffexporte pro Flächeneinheit aus den Bereichen:

1. Mittellauf Welse ($438 \text{ mg/m}^2\cdot\text{a}$),
2. Uecker-Ueckermünde ($427 \text{ mg/m}^2\cdot\text{a}$),
3. Steinfurther Bach ($309 \text{ mg/m}^2\cdot\text{a}$),
4. Stierngraben ($256 \text{ mg/m}^2\cdot\text{a}$) und
5. Ober-/Mittellauf Uecker ($237 \text{ mg/m}^2\cdot\text{a}$)

ausgetragen werden, wobei im Bereich der **Uecker-Randow** anteilig etwa:

- 44 % der Nährstoffexporte auf das Teileinzugsgebiet Ober-/Mittellauf Uecker,
- 27 % auf das Teileinzugsgebiet Uecker-Ueckermünde und
- 12 % auf das Teileinzugsgebiet Randow-Löcknitz

entfallen und im Bereich der **Welse** anteilig etwa:

- 33 % auf das Teileinzugsgebiet der Südlichen Randow,
- 20 % auf das des Mittellaufes der Welse und
- 19 % auf den Oberlauf Welse – Görldorf.

Gleichzeitig stammen die größten Nährstoffexporte pro Flächeneinheit für den Parameter **Phosphor** aus den Bereichen:

1. Dievenitz (55 mg/m²·a),
2. Uecker-Ueckermünde (18 mg/m²·a),
3. Unterlauf Welse (14 mg/m²·a),
4. Sernitz (14 mg/m²·a) und
5. Steinfurther Bach (13 mg/m²·a),

wobei im Bereich der **Uecker-Randow** anteilig etwa:

- 37 % der Nährstoffexporte auf das Teileinzugsgebiet Uecker-Ueckermünde,
- 24 % auf das Teileinzugsgebiet Ober-/Mittellauf Uecker und
- 14 % auf das Teileinzugsgebiet Dükergraben – Mühlhof

entfallen und im Bereich der **Welse** anteilig etwa:

- 36 % auf das Teileinzugsgebiet der Dievenitz,
- 34 % auf das des Unterlaufs der Welse und
- 19 % auf die Südliche Randow

ausgetragen werden.

Die Auswertungen zeigen, dass in Bezug auf die einzelnen Nährstoffe zum Teil unterschiedliche Teileinzugsgebiete relevant sind. Dies liegt daran, dass sich die Randbedingungen im Gewässer zum Teil unterschiedlich auf die Nährstofffrachten auswirken können. So wirkt sich eine Verweilzeiterhöhung unter Umständen positiv auf die Denitrifikation aus, fördert aber zugleich eventuell Rücklösungsprozesse aus dem Sediment, wodurch sich die Phosphorgehalte erhöhen können.

Wie bereits oben erwähnt, zeigt die Konzentrationsentwicklung an den durchströmten Seen, wie dem Ober- und Unteruckersee, dass diese sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor als Nährstoffsinken fungieren können. Allerdings lassen die hier dargestellten mittleren Konzentrationen keine abschließende Einschätzung zu, da diese keine vollständige Nährstoffbilanzierung im jahreszeitlichen Verlauf darstellen. Darüber hinaus sind für die Eutrophierungsneigung eines Sees die bioverfügbaren Phosphorfraktionen in der Vegetationsperiode entscheidend. Dennoch wird aufgrund der mittleren Nährstoffkonzentrationen am Seeabfluss und den bestehenden Trophieeinordnungen davon ausgegangen, dass der Ober- und der Unteruckersee als Nährstoffsinke fungieren und die flächenspezifischen Emissionen unterhalb von Prenzlau höher sind als die für das Pegelinzugsgebiet ausgewiesenen 237 mg/m²·a vermuten lassen.

In Ergänzung zu den stofflichen Betrachtungen wurde der Einfluss der Landnutzung auf den Nährstoffexport aus den Teileinzugsgebieten betrachtet. Hier konnte gezeigt werden, dass sich landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet sowie Siedlungsbereiche negativ auf die Stofffrachten auswirken und die Nährstoffexporte in diesen Bereichen somit besonders groß sind. Die zusätzliche Betrachtung von Grünlandbewirtschaftung ergab nur punktuell Hinweise auf eine zusätzliche Verschlechterung der Nährstoffsituation in einzelnen Einzugsgebieten. Hier wäre eine noch spezifischere Betrachtung für die einzelnen Einzugsgebiete vorzunehmen (kleinere Maßstabsebene).

Als weiteres Ergebnis der Einbeziehung von Landnutzungsdaten, konnte gezeigt werden, dass sich Waldflächen grundsätzlich positiv auf die Nährstoffbilanzen auswirken können. Beispiel hierfür ist das Teileinzugsgebiet Randow-Eggesin.

Zusammenfassend ist es mit den angewandten Methoden gelungen, Teileinzugsgebiete abzugrenzen, die besonders stark zur Nährstoffbelastung im Haff beitragen. Diese Teileinzugsgebiete können nun in einem weiteren Schritt mit jeweils geeigneten Maßnahmen belegt werden, um die Nährstofffrachten in das Stettiner Haff zu mindern.

Generell können die größten Effekte bei der Umsetzung von möglichst großräumig wirkenden Maßnahmen erzielt werden. Zudem zeigt auch die Nährstoffmodellierung des Forschungszentrums Jülich, dass die Bewirtschaftungsziele nach § 14 OGeV selbst durch eine flächendeckend, konsequente Umsetzung der Düngemittelverordnung nicht erreicht werden können. Daher müssen weiterführende Maßnahmen ergriffen werden, um langfristig den Erfordernissen der Wasserrahmenrichtlinie gerecht werden zu können. Da Maßnahmen in der Praxis nicht flächendeckend umzusetzen sind, könnten im Ergebnis der hier vorliegenden Studie besonders belastete Teileinzugsgebiete mit Maßnahmen belegt werden, um so einen möglichst großen Effekt für das Stettiner Haff zu erzielen. Teileinzugsgebiete mit großen Exportraten und gleichzeitig signifikanten Anteilen am Gesamtexport sind im Bereich der Uecker/Randow:

- Oberlauf/Mittellauf U(e)cker (44 %),
- Uecker/Ueckermünde (27 %) und
- Randow/Löcknitz (12 %)

sowie für die Welse die Bereiche:

- Südliche Randow (31 %)
- Mittellauf Welse (20 %) und
- Oberlauf Welse – Görldorf (19 %).

Abschließend lässt sich festhalten, dass das Einzugsgebiet der *Welse* eine vergleichsweise mäßige Nährstoffdynamik vorweist und ein Großteil der in das Stettiner Haff eingebrachten Nährstoffe über die *Uecker*, hier besonders aus dem Bereich Prenzlau bis Ueckermünde und über die *Randow*, besonders aus dem Bereich Randow-Löcknitz eingebracht wird.

Darüber hinaus konnten im Untersuchungsraum weitaus weniger Pegelinzugsgebiete ausgewiesen werden, als es die voneinander losgelöste Datenbasis der quantitativen und qualitativen Überwachungseinrichtungen vor Beginn der Analyse vermuten ließ. Dies lag zum einen daran, dass bestehende Messeinrichtungen nicht fortwährend zur Überwachung genutzt werden und zum anderen daran, dass sich die verschiedenen Messeinrichtungen zum Teil nicht in einer korrelationsfähigen geografischen Lage zueinander befinden. Eine Anpassung und weitere Verdichtung des Messnetzes würde dazu beitragen, die Haupteintragspfade der Nährstoffe genauer lokalisieren zu können.

7 Identifizierung von Maßnahmen

Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge in das Stettiner Haff unterteilen sich grundsätzlich in Maßnahmen, die zum einen die Eintragsverminderung in die Gewässer und zum anderen ein verbessertes Potenzial gewässerinterner Retention- und Fixierungsprozesse zum Ziel haben.

Maßnahmen zur Minderung der Gewässereinträge können auf punktuelle und diffuse Quellen abzielen. Generell sind Maßnahmen zur Vermeidung diffuser Stoffeinträge dann effizient, wenn sie möglichst großflächig angewendet werden. Zusätzlich kann eine flächenhafte Anwendung von Maßnahmen dazu beitragen, dass die Regulationsfähigkeiten von Gewässern nachhaltig verbessert werden und somit auch indirekt positive Auswirkungen auf die Fließgewässer selbst zeigen.

Stoffeinträge durch Punktquellen lassen sich dagegen nur durch technischen Fortschritt minimieren und sind daher stets einer Kosten-Nutzen-Rechnung zu unterziehen. Gewässerinterne Maßnahmen richten sich stets an das Abflussverhalten, den Gerinnequerschnitt oder die Durchgängigkeit. Diese Maßnahmen können auch mit der Schaffung von hydrochemischen Reaktionsräumen in Verbindung stehen.

Aus den vorangegangenen Auswertungen der Nährstoffeinträge in die Gewässer des Untersuchungsgebietes lassen sich drei Themenkomplexe für empfehlenswerte Maßnahmen ableiten.

1. Landwirtschaftliche Maßnahmen
2. Behördliche Maßnahmen
3. Studien

Landwirtschaftliche Maßnahmen zielen direkt auf die Reduzierung von Nährstoffausträgen aus den Flächen und den Rückhalt in den Oberläufen (landwirtschaftliche Vorfluter) ab. Dabei handelt es sich hier um eine kleine Auswahl aus einer Vielzahl von möglichen landwirtschaftlichen Maßnahmen. Es wurden Maßnahmen gewählt, die aufgrund der Ausstattung des Untersuchungsgebietes hier besonders relevant sein können. Zum Beispiel eignet sich das Wassermanagement aufgrund zahlreicher Polderflächen und entwässerter Moorstandorte für die Anwendung im Untersuchungsgebiet ebenso wie die kontrollierte Dränung wegen des hohen Anteils an Dränflächen.

Dem zweiten Komplex der **behördlichen Maßnahmen** werden zunächst Maßnahmen zugeordnet, die in erster Linie eine behördliche Aufgabe darstellen. Dazu gehören auch Aufgaben, die nicht direkt zu einer Reduzierung der Nährstoffeinträge führen (z. B. Anpassung Messnetz). Außerdem sind auch Maßnahmen enthalten, die im Ergebnis der Studie als notwendig erachtet werden, um vertiefende Kenntnisse zu gewinnen oder Veränderung der administrativen bzw. politischen Rahmenbedingungen zum Ziel haben (Gewässerrandstreifen).

Im letzten Maßnahmenkomplex „**Studien**“ werden schließlich die Themen aufgegriffen, für die es im Ergebnis dieser Auswertungen einen vertiefenden Untersuchungsbedarf gibt, der jedoch einen planerischen Ansatz verfolgt und zum Beispiel im Rahmen einer detaillierten-Machbarkeitsstudie betrachtet werden kann.

7.1 Landwirtschaftliche Maßnahmen

Wassermanagement im Einzugsgebiet (Anwendung besonders geeignet in den Teileinzugsgebieten):

Uecker/Randow:

- Ober-/Mittellauf U(e)cker
- Uecker-Ueckermünde
- Randow-Löcknitz

Welse:

- Südliche Randow
- Mittellauf Welse
- Schmidtgraben

In den oben genannten Teileinzugsgebieten, insbesondere aber in Niederungen mit Niedermoorgrünland sollte ein verändertes Wassermanagement angestrebt werden. Während in der Vergangenheit für diese Flächen der Fokus im Wesentlichen auf die möglichst schnelle Ableitung des anfallenden Wassers in die Vorfluter gelegt wurde, sollte in Zukunft ein verändertes Wasserregime angestrebt werden. Mit der bisher praktizierten Entwässerung wurden häufig größere Entwässerungstiefen als unbedingt erforderlich hergestellt. Die Folgen waren eine Sackung der Torfkörper und Austrag hoher Nährstofffrachten in die Vorfluter. In Anbetracht der anhaltenden Nährstoffproblematik, aber auch der aktuell immer dringlicher werdenden Klimafolgenanpassung sollte das Wassermanagement angepasst werden. Dessen Ziel sollte es sein, über möglichst lange Zeiträume im Jahr möglichst hohe Wasserstände einzustellen. Um das Wasser zurückzuhalten, können die oftmals nahezu flächendeckend in der Landschaft vorhandenen Kulturstäue, die ehemals zur Be- und Entwässerung der landwirtschaftlichen Flächen errichtet wurden, genutzt werden.

Ein Wassermanagement mit Zielsetzung eines Wasserrückhalts bietet folgende Vorteile:

- Verbesserung des Landschaftswasserhaushalts insbesondere zur Abmilderung der Auswirkungen langanhaltender Trockenperioden;
- Verringerung der oxidativen Abbauprozesse in Torfkörpern und Verringerung der Nährstofffreisetzung bei höherem und im Jahresverlauf längerem Einstau von Moorflächen;
- Verbesserung der Sedimentations- und Denitrifikationsraten in den Oberläufen bzw. landwirtschaftlichen Vorflutern, bevor die Stofffrachten in die unterhalb gelegenen Gewässer gelangen können.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes sind vorzugsweise die Grünlandniederungen an der Randow zwischen Löcknitz und Truppenübungsplatz Jägerbrück, die Niedermoorflächen

am Unterlauf der Uecker (z.T. auch Polderflächen) und die Niederungen an der Welse für die Umsetzung solcher Maßnahmen geeignet.

An Gewässern ohne Ordnung (nur ein Flächeneigentümer bzw. Bevorteilter am Gewässer anliegend) kann die Anpassung des Wasserstands durch den Nutzer bzw. Eigentümer vorgenommen werden, sofern ihm die Zuständigkeit für die Einstellung des Wasserstands obliegt.

Für die Anpassung des Wasserstands in Gewässern II. Ordnung wird ein wasserrechtliches Genehmigungsverfahren erforderlich, sofern Stauziele festgesetzt oder geändert werden müssen, die Belange der Wasserrahmenrichtlinie berührt werden und nachteilige Beeinträchtigungen Dritter nicht auszuschließen sind. Die vorgesehenen Änderungen der Stauziele oder Wasserspiegellagen sind bei der zuständigen Unteren Wasserbehörde zu beantragen.

Kontrollierte Dränung (Anwendung besonders geeignet in den Teileinzugsgebieten):

Uecker/Randow:

- Ober-/Mittellauf U(e)cker
- Steinfurther Bach
- Stierngraben

Welse:

- Landiner Abzugsraben
- Schmidtgraben

Dränagen stellen den Haupteintragspfad für Stickstoff aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Gewässer dar.

Ziel der kontrollierten Dränung ist es, nur so viel Wasser aus einer Fläche abzuführen, wie nötig ist. Dazu wird ein Schacht mit einem Regelorgan vor der Ausmündung von Dränagen in den Vorfluter angeordnet. Damit wird der Abfluss und der Bodenwasserstand/Bodenwasserhaushalt der Fläche reguliert.

Insbesondere nach der Ernte im Herbst/Winter, wenn kein Pflanzenbestand zur Aufnahme des Nährstoffüberschusses vorhanden ist, soll anfallendes Wasser in der Fläche zurückgehalten und günstige Bedingungen für die Denitrifikation geschaffen werden. Im Frühjahr wird der Wasserstand in den Flächen zu Beginn der Flächenbearbeitung dann abgesenkt und schließlich während der Vegetationsperiode wieder auf einen mittleren Wasserstand eingestellt.

Kontrollierte Dränung kann nach Literaturangaben zu Reduzierung des Stickstoffaustrags um 20-63 % führen (LUNG 2013).

Die Umsetzung ist nur in topographisch begünstigten, gefällearmen Flächen (Gefälle $\leq 1\%$) möglich. Daher sollte vertiefend untersucht werden, welche Flächen sich in den oben genannten Teileinzugsgebieten für die Umsetzung einer kontrollierten Dränung besonders eignen. Für diese sollten weitere Pilotprojekte angestrebt werden.

Der Einbau einer kontrollierten Dränung obliegt den Eigentümern (Landwirten) der Flächen, auf denen sich die Dränagen befinden.

Schlagbezogene Düngeplanung (Anwendung grundsätzlich für alle landwirtschaftlich genutzten Flächen geeignet, besonders in den Teileinzugsgebieten):

Uecker/Randow:

- Ober-/Mittellauf U(e)cker
- Steinfurther Bach
- Stierngraben

Welse:

- Mittellauf Welse
- Landiner Abzugsgraben

In Bezug auf die Reduzierung des Nährstoffaustrags aus den Flächen werden erste Ansätze mit der am 01.05.2020 in Kraft getretenen neuen Düngeverordnung (DüV 2017) verfolgt. Dabei wird einerseits der Einsatz von Düngemitteln weiter begrenzt, andererseits aber auch die Nachvollziehbarkeit und Dokumentation des Düngemittleinsatzes angepasst. Zusätzlich wurden besonders nitratbelastete Gebiete (Rote Flächen) ausgewiesen, in denen seit 2021 verschärfte Regelungen gelten.

Mit der Novellierung der DüV wurde der bisher übliche Nährstoffvergleich auf Betriebsebene durch Schlagbilanzen ersetzt.

Grundsätzlich wird jedoch erwartet, dass auch mit der neuen Düngeverordnung die Überdüngung der Gewässer nicht ausreichend reduziert werden kann², so dass zusätzliche Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie erforderlich sind.

Dies kann z.B. durch eine Düngeplanung auf Grundlage von flächenspezifischen Messwerten erfolgen. In der Regel werden Schlagbilanzen anhand von vorliegenden Faustzahlen erstellt, die durch Messdienste z.B. in Abhängigkeit von der Bodenart und weiteren Parametern bereitgestellt werden. Der tatsächliche Nährstoffvorrat einer Fläche kann jedoch abhängig vom Witterungsverlauf stark von allgemeingültigen Werten abweichen. Die Verwendung konkreter Messergebnisse einzelner Flächen anhand von Bodenanalysen führt daher zu genaueren Ergebnissen und kann zur Verhinderung einer Überdüngung beitragen.

Dabei ist eine möglichst flächendeckende Anwendung der schlagbezogenen, auf Messwerten basierenden Düngeplanung anzustreben, um eine nachweisbare Reduzierung der Nährstoffüberschüsse in Ackerflächen zu erzielen.

² <https://www.dnr.de/presse/pressemitteilungen/duengeverordnung-kein-aufweichen-kein-vertagen-sondern-beschliessen>

<https://www.nabu.de/natur-und-landschaft/landnutzung/landwirtschaft/umweltschutz/26199.html>

<https://www.duh.de/presse/pressemitteilungen/pressemitteilung/neues-gutachten-zur-duengeverordnung-verdeutlicht-notwendigkeit-von-klagen-der-deutschen-umwelthilfe/>

7.2 Behördliche Maßnahmen

Optimierung des Messnetzes zur Erfassung der Nährstoffeinträge, -frachten und Abflüsse (Anwendung besonders geeignet in den Teileinzugsgebieten):

Uecker/Randow:

- Ober-/Mittellauf U(e)cker
- Uecker-Ueckermünde

Welse:

- Mittellauf Welse
- Unterlauf Welse

Nach der Wasserrahmenrichtlinie sind die Mitgliedsstaaten der EU verpflichtet, die Menge und Gewässergüte der Oberflächengewässer und des Grundwassers zu überwachen. Die Anforderungen dafür werden im WHG und der OGewV geregelt. Die Nährstoffkonzentrationen fließen dabei als chemisch-physikalische Parameter in die Bewertung des ökologischen Gewässerzustands nach der Wasserrahmenrichtlinie mit ein.

In den Oberflächengewässern wurden zur Überwachung der verschiedenen physikalischen und chemischen Belastungen (u. a. der Nährstoffe) quantitative Messstellen (Durchflussmessstellen) und qualitative Messstellen errichtet.

In Mecklenburg-Vorpommern erfolgt die Erfassung der Gewässergüte durch den Gewässerkundlichen Landesdienst, der durch die Staatlichen Ämter für Landwirtschaft und Umwelt und das Landesamt für Umwelt und Geologie ausgeübt wird³. In Brandenburg übernimmt das Landesamt für Umwelt (LfU) die Betreuung des Messnetzes und die Durchführung der Güteerfassung⁴.

Die Auswertung der vorliegenden Daten im Rahmen dieser Studie hat gezeigt, dass die für das Monitoring gemäß Wasserrahmenrichtlinie genutzten Messnetze in Teilen des Untersuchungsgebietes nicht ausreichend sind, um auftretende Belastungen hinreichend räumlich einzugrenzen oder zu quantifizieren.

So konnte z. B. im Unterlauf der Welse aufgrund einer fehlenden Durchflussmessstelle nur unter Zuhilfenahme einer Gebietsabflussschätzung ermittelt werden, welche Stofffracht über die Welse in die Oder eingetragen wird.

Für die großen Seen des Untersuchungsgebietes, Ober- und Unteruckersee, konnte nicht konsequent abgeleitet werden, ob die Seen eine Quellen- oder Senkenfunktion ausfüllen, da entsprechende Messstellen an Zu- und Abläufen fehlen. Für den Ober- und Mittellauf der Uecker konnte mit Ausnahme des Einzugsgebietes am Steinfurter Bach eine mittlere Stofffracht nur für ein sehr großes Einzugsgebiet ermittelt werden.

³ <https://www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/umwelt/wasser/gewaesserueberwachung.htm>

⁴ <https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/aufgaben/wasser/fliessgewaesser-und-seen/gewaesserueberwachung/>

Für die Ableitung effizienter Steuerungsmaßnahmen sollte das Messnetz zukünftig optimiert werden. Qualitative und quantitative Messstellen sollten räumlich zusammengelegt und so angeordnet werden, dass die Abgrenzung von kleineren Teileinzugsgebieten möglich wird.

An größeren Zu- und Abläufen von bedeutenden Seen eines Einzugsgebietes sollten ebenfalls Messstellen (qualitativ und quantitativ) errichtet werden, um eine Beurteilung der Seen als Nährstoffsенke oder –quelle zu ermöglichen.

Ergänzende Datenerfassung zum Ober-/Mittellauf Uecker (Anwendung unter Beachtung der existierenden Messeinrichtungen in den Einzugsgebieten):

Uecker/Randow:

Welse:

- *Ober-/Mittellauf Uecker*
- *Steinfurter Bach*
- *Dükergraben – Mühlhof*

Für das Teileinzugsgebiet des Unter- und Mittellaufs der Uecker sind ergänzende Datenerhebungen nötig, um Nährstoffeinträge räumlich weiter differenzieren und eingrenzen zu können (s. Optimierung des Messnetzes zur Erfassung der Nährstoffeinträge, -frachten und Abflüsse). Wie zuvor beschrieben, konnte für dieses Teilgebiet wegen der unzureichenden Anordnung der qualitativen und quantitativen Messstellen nur über eine sehr große Fläche eine mittlere Gebietsfracht ermittelt werden. Anhand der Gebietsausstattung und des großen Anteils an gedränter Landwirtschaftsfläche im Abschnitt unterhalb der Uckerseen, also im Gebiet zwischen Prenzlau und Pasewalk, kann vermutet werden, dass hier deutlich höhere Nährstoffeinträge stattfinden als in den oberhalb gelegenen Zuflüssen zu den Uckerseen. Aufgrund der fehlenden Daten kann eine Ausgrenzung von weniger bzw. stärker belastenden Teileinzugsgebieten jedoch nicht stattfinden, so dass für diese sehr große Teilfläche nur eine mittlere Stofffracht angegeben werden konnte.

Durch zusätzliche Datenerhebungen kann die Möglichkeit geschaffen werden, Eintragungsschwerpunkte weiter einzugrenzen und gezielte Maßnahmen zur Minimierung oder Beseitigung von Einträgen zu verfolgen. Die Umsetzung sollte im Zuge der behördlichen Gewässergüteüberwachung erfolgen.

Anlage von Gewässerrandstreifen und Vermeidung von Grünlandumbruch (Anwendung grundsätzlich für alle landwirtschaftlich genutzten Flächen geeignet, besonders in den Teileinzugsgebieten):

Uecker/Randow:

- Ober-/Mittellauf U(e)cker
- Uecker-Ueckermünde
- Randow-Löcknitz

Welse:

- Südliche Randow
- Mittellauf Welse
- Schmidtgraben

Eine möglichst flächendeckende Anlage von Gewässerrandstreifen als Erosions- und Gewässerschutzstreifen kann einen erheblichen Beitrag zur Senkung der Nährstoffeinträge in die Gewässer betragen. Gewässerrandstreifen erfüllen vielfältige ökologische Funktionen und können bei günstiger Lage und Gestaltung bis zu 86 % des Phosphors und 76 % des Nitrats im Oberflächenabfluss zurückhalten (Holsten, B., et al. 2012).

Aktuell besteht in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg keine gesetzliche Verpflichtung zur Anlage unbewirtschafteter Randstreifen an oberirdischen Gewässern (s. LWaG M-V 2021). In Brandenburg können jedoch Gewässerrandstreifen durch die oberste Wasserbehörde festgesetzt werden, sofern Gewässer den guten Zustand, insbesondere aufgrund von Belastungen aus diffusen Quellen, nicht erreichen (s. BbgWG, 2017, § 77a).

Die Anlage von Gewässerrandstreifen als Erosions- und Gewässerschutzstreifen kann über landwirtschaftliche Förderprogramme als Agrarumweltmaßnahme unterstützt werden⁵. Landwirte können unter bestimmten Voraussetzungen Zuwendungen für die als Uferstrandstreifen nicht ackerbaulich genutzten Flächen erhalten.

Dazu gehören zum Beispiel der Verzicht auf das Ausbringen von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, die Ansaat mit mehrjährigen Grasarten, jährliche Mahd mit Mulchen oder Abtransport des Mähguts.

Die aktuell geltenden Förderrichtlinien begrenzen jedoch den gültigen Zeitraum auf 5 Jahre, so dass im Ergebnis nach Ablauf dieser Zeit die Randstreifen wieder umgebrochen werden müssen, wenn die Flächen ihren Status als Ackerland nicht verlieren sollen. In der Folge werden die über die Jahre dort gebundenen Nährstoffe binnen kurzer Zeit freigesetzt und in die Gewässer eingetragen. Hier ist ein Lösungsansatz im Sinne einer nachhaltigeren Förderpolitik bzw. einer verpflichtenden Anlage von Gewässerrandstreifen nötig.

Grundsätzlich sollte vermieden werden, Grünland nur deshalb umzubrechen, um den Status als Ackerland zu erhalten. Eine Grünlandnutzung von Ackerflächen sollte daher über den zurzeit geltenden Zeitraum von 5 Jahren hinaus ermöglicht werden. Ob bzw. in welcher Größenordnung diese Praxis im untersuchten Einzugsgebiet eine Rolle spielt, sollte vertiefend untersucht werden.

⁵ <https://www.landwirtschaftskammer.de/foerderung/laendlicheraum/aum/schutzstreifen.htm>

Auch mit der Novellierung der Düngeverordnung (DüV) werden die Abstandsregelungen bei der Aufbringung von Düngemitteln und anderen Stoffen an oberirdischen Gewässern in Abhängigkeit von der Hangneigung, der Kultur etc. neu definiert ⁶. Allerdings werden laut verschiedener Organisationen diese Regelungen nicht ausreichen und die Überdüngung der Gewässer trotz der Novellierung der Düngeverordnung nicht genügend reduziert werden⁷.

Die Anlage von dauerhaften Gewässerschutzstreifen, auf denen eine intensive ackerbauliche Nutzung ausgeschlossen ist, kann daher maßgeblich und langfristig zur Minimierung von Nährstoffeinträgen beitragen. Für deren verbindliche Umsetzung müssen die entsprechend notwendigen politischen Rahmenbedingungen auf EU-Ebene geschaffen werden. Solange diese nicht gegeben sind, erfolgt die Umsetzung weiterhin nur auf freiwilliger Basis durch die Flächenbewirtschafter und Eigentümer.

Renaturierung von Fließgewässern und Herstellung der Durchgängigkeit (Anwendung grundsätzlich für alle Teileinzugsgebiete geeignet, besonders große Effekte in den Oberläufen zu erwarten):

Uecker/Randow:

- Stierngraben
- Dükergraben-Mühlhof
- Oberlauf-/Mittellauf U(e)cker (oberhalb der Uckerseen)

Welse:

- Oberlauf Welse –Görlsdorf
- Dievenitz

Projekte zur Renaturierung von Fließgewässern im Zuge der Wasserrahmenrichtlinie und zur Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit wirken sich positiv auf die Wasserqualität aus. Mit der Herstellung eines günstigen Querschnitts-Abfluss-Verhältnisses und der Erhöhung des Struktureichtums im Gewässer werden Abbauprozesse gefördert und die langfristige Fixierung von gebundenen Nährstoffen, insbesondere Phosphor, unterstützt. Dabei ist es insbesondere von Bedeutung, eine sommerliche Erwärmung der Gewässer und die damit verbundene Sauerstoffzehrung zu vermeiden. Diese Faktoren können u.a. durch Beschattung, Vermeidung von Rückstau (Herstellung der Durchgängigkeit an Staubauwerken) und günstige Profilstaltung beeinflusst werden.

Projekte zur Renaturierung von Fließgewässern und zur Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit werden insbesondere als behördliche Aufgabe der Länder zur Umsetzung

⁶ <https://www.ble-medienservice.de/1756/duengeverordnung-2020?number=1756>

⁷ <https://www.dnr.de/presse/pressemitteilungen/duengeverordnung-kein-aufweichen-kein-vertagen-sondern-beschliessen>
<https://www.nabu.de/natur-und-landschaft/landnutzung/landwirtschaft/umweltschutz/26199.html>

<https://www.duh.de/presse/pressemitteilungen/pressemitteilung/neues-gutachten-zur-duengeverordnung-verdeutlicht-notwendigkeit-von-klagen-der-deutschen-umwelthilfe/>

der Wasserrahmenrichtlinie realisiert. Im Rahmen von Förderprogrammen oder Ökokon-
tomaßnahmen können jedoch auch Gemeinden oder private Vorhabenträger derartige Pro-
jekte umsetzen.

Im betrachteten Untersuchungsgebiet sind eine Vielzahl von Gewässern als erheblich ver-
ändert oder künstlich eingestuft. Dabei ist der Zustand der Gewässer in den untersuchten
Einzugsgebieten überwiegend als mäßig bis schlecht bewertet, wobei insbesondere die
Oberläufe, die häufig als landwirtschaftliche Vorfluter dienen, schlechte Bewertungen er-
halten.

Es wird daher empfohlen, vorzugsweise auch an den kleineren Oberläufen der Gewässer
Renaturierungsmaßnahmen umzusetzen.

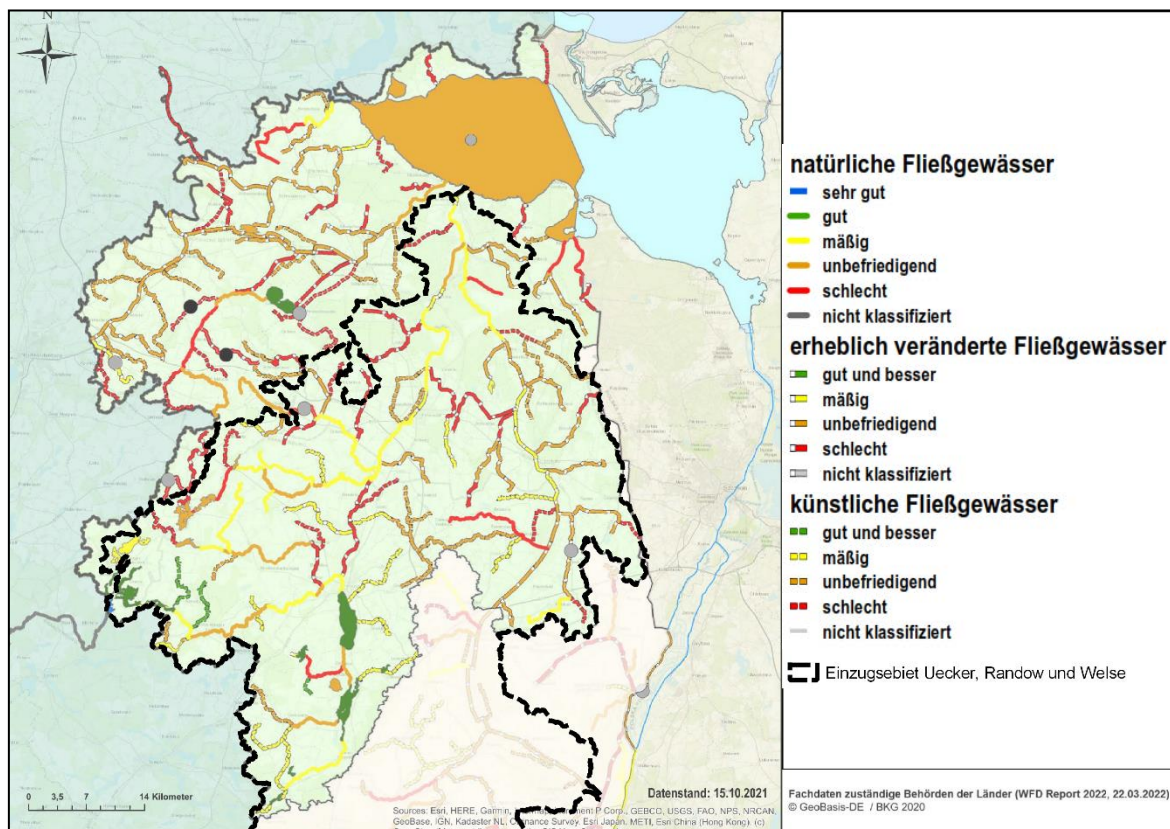


Abbildung 24: Darstellung der natürlichen, erheblich veränderten und künstlichen Fließge-
wässer sowie die Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials am Bei-
spiel der Flussgebietseinheit Oder (Ausschnitt aus: Koordinierte Flussge-
bietseinheit Oder 2021)

Verminderung der Nährstoffeinträge aus Punktquellen (Anwendung besonders geeignet in den Teileinzugsgebieten):

Uecker/Randow:

Welse:

- Uecker-Ueckermünde
- Randow-Eggesin

Punktquellen stellen vor allem die Kläranlagen der untersuchten Einzugsgebiete dar. Die Abwasserentsorgung und somit in der Regel der Betrieb der Kläranlagen stellt in Deutschland eine hoheitliche Aufgabe der Kommunen dar. Vor allem im Bereich der Phosphoreliminierung konnten in der Vergangenheit größere Erfolge bei der Verminderung der Nährstoffeinträge in die Fließgewässer erreicht werden. Dennoch legt die vorliegende Auswertung nahe, dass die Punktquellen (Kläranlagen) weiterhin große Anteile an den Gesamtemissionen im Pegelinzugsgebiet ausmachen (s. Kapitel 5.3, 6).

Die Richtlinie 91/271/EWG über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Kommunale Abwasserrichtlinie 2008) regelt das Sammeln, Behandeln und Einleiten von kommunalem Abwasser. Weiterhin werden nach dieser Richtlinie die Überwachung der Einleitungen aus Kläranlagen in die Vorflut und Anforderungen an das einzuleitende Wasser geregelt. Dabei ist die Anzahl der zu untersuchenden Proben in Abhängigkeit von der Anlagengröße, ebenso wie die einzuhaltenden Grenzwerte bzw. eine prozentuale Reinigungsleistung in Bezug auf die zu untersuchenden Parameter, vorgegeben. Allerdings sind auch in einem bestimmten Rahmen Grenzwertüberschreitungen zulässig.

Der Lagebericht von 2021 zur kommunalen Abwasserbeseitigung in Mecklenburg-Vorpommern (LUNG 2021) gibt zwar an, dass alle Kläranlagen des Landes die erforderlichen Kriterien erfüllen und Grenzwerte eingehalten werden. Dennoch tragen Kläranlagen insbesondere an kleineren Gewässern anteilig zu wesentlichen Anteilen der Nährstoffeinträge bei.

Daher wäre eine weiterführende Auswertung zu den in den untersuchten Einzugsgebieten vorhandenen Kläranlagen, den Ergebnissen der Eigen- und Fremdüberwachung sowie der technischen Ausstattung der Kläranlagen sinnvoll. Gegebenenfalls könnte eine Investitionspriorisierung entwickelt werden, die schließlich durch technische Nachrüstung von Kläranlagen an besonders belasteten Wasserkörper mittelfristig zu einer Verbesserung der Wasserqualität beiträgt. Insbesondere wäre hierbei die Kläranlage Torgelow zu betrachten (s. Kapitel 6).

7.3 Studien

Studie zur Ermittlung der Nährstoffbilanzen von Seen im Einzugsgebiet (Anwendung besonders geeignet in den Teileinzugsgebieten):

Uecker/Randow:

Welse:

- Ober-/Mittellauf Uecker
- Oberlauf Welse – Görlsdorf

Seen können eine bedeutende Funktion als Nährstoffsенke oder –quelle übernehmen und somit die Nährstoffbelastung der unterhalb gelegenen Wasserkörper wesentlich beeinflussen. Derzeit kann die Funktion der Seen für beide relevanten Nährstoffe anhand der vorliegenden Daten nicht ausreichend eingeordnet werden.

Als Maßnahme wird daher die Ermittlung der Nährstoffbilanzen für ausgewählte Seen des Untersuchungsgebiets im Rahmen einer vertiefenden Studie vorgeschlagen. Anhaltspunkte für die Auswahl von besonders relevanten, das heißt belasteten Seen, können die Ergebnisse, die durch die zuständigen Fachbehörden (in Mecklenburg-Vorpommern: Staatliche Ämter für Landwirtschaft und Umwelt (StÄLU), in Brandenburg: Landesamt für Umwelt (LfU)) im Rahmen des Monitorings der Wasserrahmenrichtlinie⁸ gewonnen werden. Erste Hinweise für die Identifizierung besonders belasteter Seen kann hier die Bewertung der Trophiestufen nach LAWA liefern.

Da in diesen Studien auch die Nährstoffbelastung der Zu- und Abflüsse zu betrachten wäre, kann in der Folge je nach Ergebnis der Studie der Schwerpunkt der weiteren Maßnahmenplanung entweder auf die Renaturierung der Seeneinzugsgebiete und -zuflüsse oder auf die Renaturierung der Seen selbst gelegt werden.

Sollte die Studie eine starke Belastung der Seen (Nährstoffquelle) nachweisen, sollte eine Seensanierung vorrangig vor der Sanierung der Unterläufe umgesetzt werden. Erfolge durch Renaturierungen der Unterläufe können sonst die Nährstoffausträge aus den Seen entgegenwirken.

⁸ Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, LAWA-Ausschuss „Oberflächengewässer und Küstengewässer“: Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustandes von Oberflächengewässern RaKon Teil A, Stand 17.10.2017
https://www.gewaesser-bewertung.de/files/rakon_a_20171017.pdf

Studie zur Ermittlung der Ursachen für hohe Belastungen im Bereich der Uecker- mündung

Uecker/Randow:

Welse:

- Uecker-Ueckermünde

Für das Teileinzugsgebiet von Pasewalk bis zur Mündung der Uecker ins Haff wurden die insgesamt höchsten Frachten des gesamten Untersuchungsgebietes mit 400 – 500 mg/m² N und Jahr ermittelt. Obwohl das Einzugsgebiet einen sehr hohen Anteil an Waldflächen aufweist, sind die errechneten Nährstofffrachten sowohl für Stickstoff als auch für Phosphor hoch.

Daher sollte für dieses Teileinzugsgebiet eine vertiefende Untersuchung zur Ermittlung der Ursachen durchgeführt werden.

Grundsätzlich kann es auch unter Waldgebieten zu erhöhten Stickstoffauswaschungen kommen, wenn die dortigen Böden keine weitere Stickstoffakkumulation mehr zulassen und somit eine Überschreitung der Stickstoffsättigung vorliegt (Werner und Wodsak 1994).

Im Untersuchungsgebiet befinden sich an der Uecker von Hammer a. d. Uecker bis zur Mündung zahlreiche und großflächige Polder. Diese liegen insbesondere in den tiefgründigen Durchströmungsmooren sowie im Bereich des flachgründigen Niedermoores zwischen Torgelow und Hammer a. d. Uecker. Die mit der Entwässerung der Torfe verbundene Mineralisation und Nährstofffreisetzung kann zu erheblichen Nährstoffeinträgen in die Vorfluter führen. Maßnahmen zur Renaturierung von Polderflächen oder des Nährstoffrückhalts im Schöpfwerksablauf könnten hier zu einer erheblichen Verbesserung beitragen.

Eine weitere, mögliche und daher näher zu untersuchende Ursache für die hohen Nährstofffrachten könnte der Rückstau einfluss aus dem Haff sein, der zu Sauerstoffarmut und Nährstoffrücklösung aus dem Sediment führen kann. Dies trifft vor allem für Phosphor zu, wohingegen sich eine größere Verweilzeit generell positiv auf die Denitrifikation auswirken sollte. Dies ist wiederum aber nur der Fall, wenn die in diesem Flussabschnitt zum Stickstoffabbau ungünstigen Gerinneigenschaften durch eine verhältnismäßig größere Denitrifikationsrate in der Wassersäule überkompensiert werden.

Im Rahmen einer Studie sollte daher die Ursache für die hohen Nährstoffeinträge ermittelt und konkrete Lösungsvorschläge erarbeitet werden.

Machbarkeitsstudie zur Renaturierung der Randow und ihrer Zuflüsse

Uecker/Randow:

- Randow-Löcknitz
- Randow-Eggesin

Welse:

- Südliche Randow

Auenflächen an Fließgewässern erfüllen zahlreiche ökologische Funktionen, unter anderem tragen sie auch erheblich zum Nährstoffrückhalt bei. Im Bereich der Randow und ihrer Zuflüsse zwischen Löcknitzer See und dem Truppenübungsplatz Jägerbrück könnte durch Wiederherstellung von Auenstrukturen und Reaktivierung von Altläufen das Potenzial für den Rückhalt von Nährstoffen, insbesondere durch Sedimentablagerung in Überflutungsflächen nach Hochwasserereignissen verbessert werden. Die Umsetzbarkeit solcher Maßnahmen ist wesentlich von der Flächenverfügbarkeit und Eigentümerzustimmung abhängig und im Rahmen von Machbarkeitsstudien zu prüfen.

8 Fazit

Mit der vorliegenden Studie wurden vorhandene Daten der Einzugsgebiete der Uecker, Randow und Welse in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern mit dem Ziel ausgewertet, die von dort ins Stettiner Haff eingetragenen Mengen der Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphor zu quantifizieren und ihre Herkunft räumlich einzugrenzen.

Die Auswertung der verfügbaren Daten erfolgte auf der Ebene von Pegeleinzugsgebieten, für die Ergebnisse von Nährstoffmessungen sowie mittleren Abflüssen in den Fließgewässern vorlagen. Anhand der Pegeleinzugsgebiete wurden Belastungsbereiche ausgewiesen und Flächenanteile des Gesamteinzugsgebietes identifiziert, die einen geringen bzw. einen hohen Anteil am Gesamtaustrag aus den Flüssen in das Stettiner Haff haben.

Im abschließenden Teil wurden 10 Maßnahmen benannt, die zu einer Reduzierung der Nährstoffausträge aus dem Untersuchungsgebiet ins Stettiner Haff beitragen können. Für deren Umsetzung wurden die Maßnahmen besonders geeigneten Teileinzugsgebieten zugeordnet. Deren summarischen Effekte, eine Kosten-Nutzen-Analyse und letztlich eine Priorisierung der Maßnahmen ist Teil einer bis dato noch vorgesehenen zweiten Bearbeitungsstufe der vorliegenden Studie.

Ungeachtet der bei Identifizierung von Belastungsquellen aufgetretenen Schwierigkeiten mit der zur Verfügung stehenden Datendichte ist es gelungen, Belastungsbereiche herauszustellen und deren Gründe herzuleiten. Trotz alledem war die differenzierte Analyse der Belastungsursachen stellenweise nicht möglich bzw. ist an einigen Stellen der vorliegenden Arbeit eine mögliche Nivellierung extremerer Nährstoffflächenüberschüsse das Resultat. Aus diesem Grund werden für einzelne Teilbereiche des Untersuchungsgebietes vertiefende Untersuchungen vorgeschlagen, um so die erarbeiteten Maßnahmen in Zukunft räumlich weiter einzugrenzen bzw. deren Erfolgsaussichten besser abschätzen zu können.

Mit dem vorliegenden Teil der Identifizierung von Maßnahmen zur Minderung der Nährstoffausträge aus den Flächen bzw. Einträge in die Gewässer ist ein wichtiger Teilschritt zur Präzisierung konkreter Minderungsmaßnahmen erfolgt. Eine vertiefende Darstellung der hier dargestellten Maßnahmen sowie eine Beurteilung des Kosten-/Nutzen-Verhältnisses kann anknüpfend an diesen ersten Studienteil beauftragt werden und einen weiteren Schritt zur Planung konkreter Minderungsmaßnahmen darstellen.

9 Quellenverzeichnis

Adam, Christian (2018): Verfahren zur Phosphorrückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm. Hg. v. Olaf Holm, Thomé-Kozmiensky, Elisabeth, Peter Quicker und Stefan Kopp-Assenmacher.

Alexander, Richard B.; Smith, Richard A.; Schwarz, Gregory E. (2000): Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. In: *Nature* (403), S. 758–761.

Alexander, Richard B.; Böhlke, John Karl; Boyer, Elizabeth W.; David, Mark B.; Harvey, Judson W.; Mulholland, Patrick J. et al. (2009): Dynamic modeling of nitrogen losses in river networks unravels the coupled effects of hydrological and biogeochemical processes. In: *Biogeochemistry* 93 (1-2), S. 91–116. DOI: 10.1007/s10533-008-9274-8.

Andersen, Jesper H.; Axe, Philip; Backer, Hermann; Carstensen, Jacob; Claussen, Ulrich; Fleming-Lehtinen, Vivi et al. (2011): Getting the measure of eutrophication in the Baltic Sea: towards improved assessment principles and methods. In: *Biogeochemistry* 106 (2), S. 137–156. DOI: 10.1007/s10533-010-9508-4.

BbgWG (2017): Brandenburgisches Wassergesetz (BbgWG). In der Fassung der Bekanntmachung vom 2. März 2012, zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 4. Dezember 2017.

Behrendt, Horst; Kornmilch, Matthias; Opitz, Dieter; Schmoll, Oliver; Scholz, Gaby (2002): Estimation of the nutrient inputs into river systems - experiences from German rivers. In: *Regional Environmental Change* 3 (1-3), S. 107–117. DOI: 10.1007/s10113-002-0042-3.

Bitschofsky, Franziska; Nausch, Monika (2019): Spatial and seasonal variations in phosphorus speciation along a river in a lowland catchment (Warnow, Germany). In: *The Science of the total environment* 657, S. 671–685. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.009.

Blaas, Harry; Kroeze, Carolien (2016): Excessive nitrogen and phosphorus in European rivers: 2000–2050. In: *Ecological Indicators* 67, S. 328–337. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.03.004.

Bol, Roland; Gruau, Gerard; Mellander, Per-Erik; Dupas, Rémi; Bechmann, Marianne; Skarbøvik, Eva et al. (2018): Challenges of Reducing Phosphorus Based Water Eutrophication in the Agricultural Landscapes of Northwest Europe. In: *Front. Mar. Sci.* 5. DOI: 10.3389/fmars.2018.00276.

Borchardt, Dietrich; Reichert, P. (2001): River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): case study. I. Compartmentalisation approach applied to oxygen balances in the River Lahn (Germany). In: *Water Sci Technology* 43 (5), S. 41–49.

Bottcher, A. B.; Tremwel, T.K.; Campbell, Kenneth L. (1995): Best management practices for water quality improvement in the Lake Okeechobee Watershed. In: *Ecological Engineering* 5, S. 341–356.

Bouwman, A. F.; van Drecht, G.; Knoop, J. M.; Beusen, A. H. W.; Meinardi, C. R. (2005): Exploring changes in river nitrogen export to the world's oceans. In: *Global Biogeochem. Cycles* 19 (1). DOI: 10.1029/2004GB002314.

BSAP (2007): The Baltic Sea Action Plan. A new environmental strategy for the Baltic Sea region. Hg. v. Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Protection Commission. Helsinki.

BSAP (2021): HELCOM The Baltic Sea Action Plan – 2021 update. Hg. v. Helsinki Commission - HELCOM. Helsinki.

Caraco, N. F.; Cole, J. (1999): Human Impact on Nitrate Export: An Analysis Using Major World Rivers. In: *AMBIO A Journal of the Human Environment* 28 (2).

Deutsch, Barbara; Hoffmann, Tim G.; Mehl, Dietmar (2019): P-Dynamik und Abschätzung des P-Rückhaltes in Sedimenten von Seen im Einzugsgebiet der Warnow, einem norddeutschen Tieflandfluss (P-dynamics and estimation of P-retention in sediments of lakes in the catchment area of the Warnow, a North German lowland river). In: *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 12 (3), S. 140–147. DOI: 10.3243/kwe2019.03.002.

DüV (2017): Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305), die zuletzt durch Artikel 97 des Gesetzes vom 10. August 2021 (BGBl. I S. 3436) geändert worden ist.

Galloway, F.J. Dentener; D.G. Capone; E.W. Boyer; R.W. Howarth; S.P. Seitzinger et al. (2004): Nitrogen cycles: past, present, and future. In: *Biogeochemistry* (70), S. 153–226.

Green, Pamela A; Vörösmarty, Charles J.; Meybeck, Michel; Galloway, James N.; Peterson, Bruce J.; Boyer, Elizabeth W. (2004): Pre-industrial and contemporary fluxes of nitrogen through rivers: a global assessment based on typology. In: *Biogeochemistry* (68), S. 71–105.

Gustafsson, Bo G.; Schenk, Frederik; Blenckner, Thorsten; Eilola, Kari; Meier, H. E. Markus; Müller-Karulis, Bärbel et al. (2012): Reconstructing the development of Baltic sea eutrophication 1850-2006. In: *Ambio* 41 (6), S. 534–548. DOI: 10.1007/s13280-012-0318-x.

Hannappel, Stephan; Köpp, Claudia; Rejman-Rasinska, Elzbieta (2018): Aufklärung der Ursachen zur Phosphorbelastung des oberflächennahen Grundwassers im hydraulischen Zustrom zum Arendsee in der Altmark. In: *Hydrologie und Wasserwirtschaft* 62 (1), S. 25–38.

Heathwaite, A. L.; Johnes, P. J. (1996): Contribution of nitrogenspecies and phosphorous fractions to stream water quality in agricultural catchments. In: *Hydrological Processes* 10, S. 971–983.

Holm, Olaf; Thomé-Kozmiensky; Quicker, Peter; Kopp-Assenmacher, Stefan (Hg.) (2018): Konzepte eines großen Klärschlammherstellers aus NRW zur Phosphorrückgewinnung: Erste Erkenntnisse aus dem INTERREG Verbundprojekt Phos4You. Unter Mitarbeit von

Dennis Blöhse, Marie-Edith Ploteau, Karl-Georg Schmelz und Issa Nafo. Thomé-Kozminsky Verlag GmbH. Neuruppin.

Holsten, B., S. Ochsner, A. Schäfer und M. Trepel (2012): Praxisleitfaden für Maßnahmen zur Reduzierung von Nährstoffausträgern aus dränierten landwirtschaftlichen Flächen. CAU Kiel, 99 S.

IOW – Leibnitz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde, Eds. (2019). Abschlussbericht des BMBF-Forschungsverbundprojektes PhosWaM – Phosphor von der Quelle bis ins Meer: Hintergrunddokument. Detlef Schulz-Bull, Friederike Kunz (Bearbeiter). Rostock-Warnemünde: Leibnitz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde. 181 S. <https://www.wrrl-mv.de/static/WRRL/Dateien/Dokumente/WRRL/BMU/hintergrund3/PhosWaM-Hintergrundbericht.pdf>

KBU – Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt (2015): Schonung von Phosphor-Ressourcen aus Sicht einer nachhaltigen Bodennutzung und des Bodenschutzes.

Koch, Stefan; Kahle, Petra; Lennartz, Bernd (2018): Spatio-temporal analysis of phosphorus concentrations in a North-Eastern German lowland watershed. In: Journal of Hydrology: Regional Studies 15, S. 203–216.

Kommunale Abwasserrichtlinie (2008): RICHTLINIE DES RATES vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG), zuletzt geändert 2008.

Koordinierte Flussgebietseinheit Oder (Hrsg.) (2021): Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg, Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern, Sächsisches Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umweltschutz und Landwirtschaft: Aktualisierter Bewirtschaftungsplan nach § 83 WHG bzw. Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der IFGE Oder Bewirtschaftungszeitraum 2021 bis 2027. 8. Dezember 2021

Kratz, Sylvia; Schick, Judith; Shwiekh, Raghad; Schnug, Ewald (2014): Abschätzung des Potentials erneuerbarer P-haltiger Rohstoffe in Deutschland zur Substitution rohphosphathaltiger Düngemittel. In: Journal für Kulturpflanzen, 66 (8). S. 216-275, 2014

Laursen, Andrew E.; Seitzinger, Sybil P. (2004): Diurnal patterns of denitrification, oxygen consumption and nitrous oxide production in rivers measured at the whole-reach scale. In: Freshwater Biol 49 (11), S. 1448–1458. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2004.01280.x.

LMS (2020): Regionalisierte Flächenbilanzen für Stickstoff auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in Mecklenburg-Vorpommern. Hg. v. LMS Agrarberatung GmbH.

LUNG (2001): Kartenportal Umwelt Mecklenburg-Vorpommern. Gewässernetz M-V: Einzugsgebiete. zuletzt geändert am 21.07.2021

LUNG (2013): Diffuse Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern, Eintragsquellen, Belastungspfade und Problemzonen, Präsentation, WWF-Forum am 28.02.2013 in Schwerin.

LUNG (2021): Kommunale Abwasserbeseitigung in Mecklenburg-Vorpommern – Lagebericht 2021 – Güstrow, Juni 2021. <http://www.lung.mv-regierung.de/>

LWaG M-V (2021): Wassergesetz des Landes Mecklenburg-Vorpommern (LWaG) vom 30. November 1992 (GVOBl. M-V S. 669; GS Meckl.-Vorp. Gl. Nr. 753-2), zuletzt geändert durch Gesetz vom 8. Juni 2021 (GVOBl. M-V S. 866).

Wendland, F.; Keller, L.; Kuhr, P.; Kunkel, R. & Tetzlaff, B. (2015): Regional Differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter Anwendung der Modellkombination GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos. Forschungszentrum Jülich.

Tetzlaff, Björn; Kunkel, Ralf.; Ta, Phuong; Wendland, Frank & Wolters, Tim (2020): Fortführung der Nährstoffmodellierung Mecklenburg-Vorpommern, Endbericht 2020. Forschungszentrum Jülich.

Mainstone, C. P.; Parr, W. (2002): Phosphorus in rivers - ecology and management. In: *The Science of the total environment* 282-283, S. 25–47.

Mulholland, Patrick J.; Helton, Ashley M.; Poole, Geoffrey C.; Hall, Robert O.; Hamilton, Stephen K.; Peterson, Bruce J. et al. (2008): Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. In: *Nature* 452 (7184), S. 202–205. DOI: 10.1038/nature06686.

MSRL (2008): Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt

Nausch, Günther (2011): Pollution and marine eutrophication of the Baltic Sea. *Chem. Unserer Zeit* 45, 164-170

Nausch, Monika; Woelk, Jana; Kahle, Petra; Nausch, Günther; Leipe, Thomas; Lennartz, Bernd (2017): Phosphorus fractions in discharges from artificially drained lowland catchments (Warnow River, Baltic Sea). In: *Agricultural Water Management* 187, S. 77–87. DOI: 10.1016/j.agwat.2017.03.006.

OGewV (2016): Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373), die zuletzt durch Artikel 2 Absatz 4 des Gesetzes vom 9. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2873) geändert worden ist.

Pedde, Simona; Kroeze, Carolien; Mayorga, Emilio; Seitzinger, Sybil Putnam (2017): Modeling sources of nutrients in rivers draining into the Bay of Bengal—a scenario analysis. In: *Reg Environ Change* 17 (8), S. 2495–2506. DOI: 10.1007/s10113-017-1176-7.

Peterson, Bruce J.; Wollheim, Wilfried M.; Mulholland, Patrick J.; Webster, Jackson R.; Meyer, Judy L.; Tank, Jennifer L. et al. (2001): Control of Nitrogen Export from Watersheds by Headwater Streams. In: *Science Magazine* (292), S. 86–90.

Piña-Ochoa, E.; Álvarez-Cobelas, M. (2006): Denitrification in Aquatic Environments: A Cross-system Analysis. In: *Biogeochemistry* 81 (1), S. 111–130. DOI: 10.1007/s10533-006-9033-7.

Räike, Antti; Taskinen, Antti; Knuutila, Seppo (2020): Nutrient export from Finnish rivers into the Baltic Sea has not decreased despite water protection measures. In: *Ambio* 49 (2), S. 460–474. DOI: 10.1007/s13280-019-01217-7.

Reisinger, Alexander J.; Tank, Jennifer L.; Hoellein, Timothy J.; Hall, Robert O. (2016): Sediment, water column, and open-channel denitrification in rivers measured using membrane-inlet mass spectrometry. In: *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 121 (5), S. 1258–1274. DOI: 10.1002/2015JG003261.

RWTH (2015): Bewertung konkreter Maßnahmen einer weitergehenden Phosphorrückgewinnung aus relevanten Stoffströmen sowie zum effizienten Phosphoreinsatz. Unter Mitarbeit von David Montag, Johannes Pinnekamp, Wibke Everding, Susanne Malms, Joachim Reinhardt, Horst Fehrenbach et al. Hg. v. RWTH. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen University; Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz; ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH; Köhler & Klett Partnerschaft von Rechtsanwälten mbB.

Schlesinger, William H.; Reckhow, Kenneth H.; Bernhardt, Emily S. (2006): Global change: The nitrogen cycle and rivers. In: *Water Resour. Res.* 42 (3). DOI: 10.1029/2005WR004300.

Seitzinger, S. P.; Mayorga, E.; Bouwman, A. F.; Kroeze, C.; Beusen, A. H. W.; Billen, G. et al. (2010): Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. In: *Global Biogeochem. Cycles* 24 (4), n/a-n/a. DOI: 10.1029/2009GB003587.

Seitzinger, S. P.; Styles, R.; Boyer, E. W.; Richard, B. A.; Billen, G.; Howarth, R. W. et al. (2002): Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the northeastern U.S.A. In: *Biogeochemistry* (57/58), S. 199–237.

Sharpley, Andrew N.; Gburek, William J.; Fomar, G.; Pionke, H. B. (1999): Sources of phosphorous exported from an agricultural watershed in Pennsylvania. In: *Agricultural Water Management* 41, S. 77–89.

Tilman, D.; Fargione, J.; Wolff, B.; D'Antonio, C.; Dobson, A.; Howarth, R. et al. (2001): Forecasting agriculturally driven global environmental change. In: *Science (New York, N.Y.)* 292 (5515), S. 281–284. DOI: 10.1126/science.1057544.

UBA (Hg.) (2016): Die Wasserrahmenrichtlinie. Deutschlands Gewässer 2015. Unter Mitarbeit von Jeanette Völker, Jens Arle, Corinna Baumgarten, Katrin Blondzik, Dietrich Borchardt, Falk Hilliges et al. Umweltbundesamt. Bonn, Dessau-Roßlau.

Ulrich, Andrea E. (2013): Peak Phosphorus: Opportunity in the making: Exploring global phosphorus management and stewardship for a sustainable future. ETH Zurich.

van Breemen, N.; Boyer, E. W.; Goodale, C. L.; Jaworski, N. A.; Paustian, K.; Seitzinger, S. P. et al. (2002): Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the northeastern U.S.A. In: *Biogeochemistry* 57/58, S. 267–293.

van der Struijk, Luiz Felipe; Kroeze, Carolien (2010): Future trends in nutrient export to the coastal waters of South America: Implications for occurrence of eutrophication. In: *Global Biogeochem. Cycles* 24 (4), n/a-n/a. DOI: 10.1029/2009GB003572.

Wai Hing Wong; John J. Dudula; Therese Beaudoin; Kimberly Groff; Warren Kimball; Juliet Swigor (2018): Declining ambient water phosphorus concentrations in Massachusetts' rivers from 1999 to 2013: Environmental protection works. In: *Water Research* 139, S. 108–117. DOI: 10.1016/j.watres.2018.03.053.

Weier, K. L.; Doran, J. W.; Power, J. F.; Walters, D. T. (1993): Denitrification and the Dinitrogen/Nitrous Oxide Ratio as Affected by Soil Water, Available Carbon, and Nitrate. In: *Soil Science Society of America Journal* 57 (1), S. 66–72. DOI: 10.2136/sssaj1993.03615995005700010013x.

Werner, Wilfried; Wodsak, Hans-Peter (1994): Germany: The Baltic Sea and its agricultural environmental status. In: *Marine Pollution Bulletin*. 31.12.1994, S. 471-476, DOI: 10.1016/0025-326X(94)90673-4

Withers, P. J. A.; Jarvie, H. P. (2008): Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review. In: *The Science of the total environment* 400 (1-3), S. 379–395. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.08.002.

WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

Yasin, Jemal Adem; Kroeze, Carolien; Mayorga, Emilio (2010): Nutrients export by rivers to the coastal waters of Africa: Past and future trends. In: *Global Biogeochem. Cycles* 24 (4), n/a-n/a. DOI: 10.1029/2009GB003568.

Anhang

Ückermünde (04901.2)

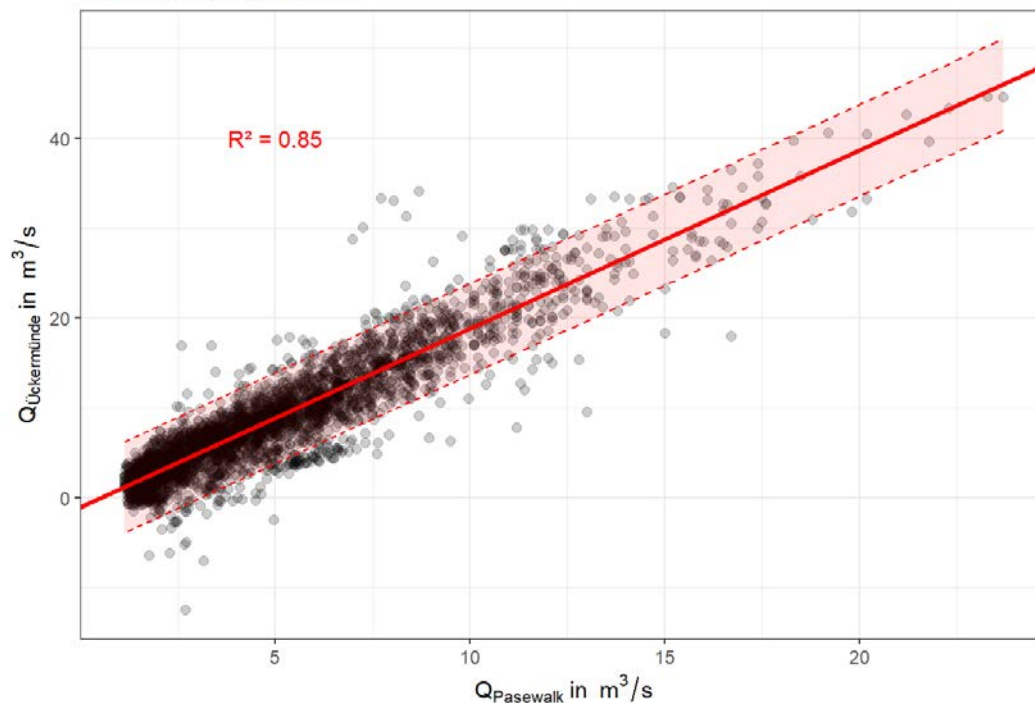


Abbildung 25: Korrelationsmatrix der Abflüsse Ueckermünde vs. Pasewalk

Löcknitz-Plöwengraben (04927.3)

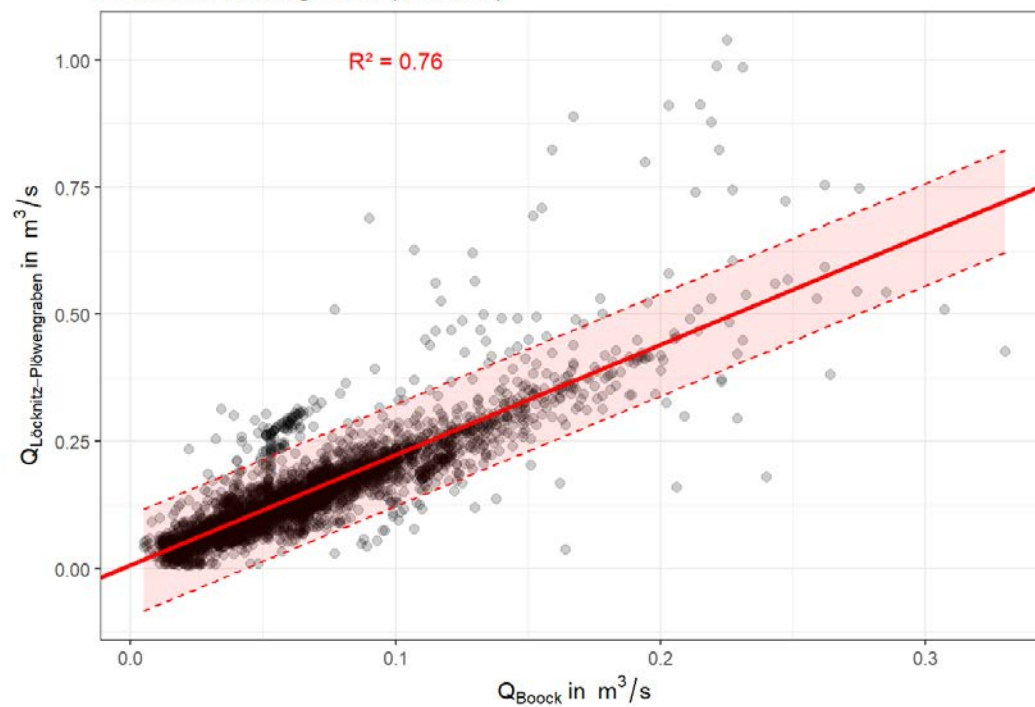


Abbildung 26: Korrelationsmatrix der Abflüsse Löcknitz-Plöwengraben vs. Boock

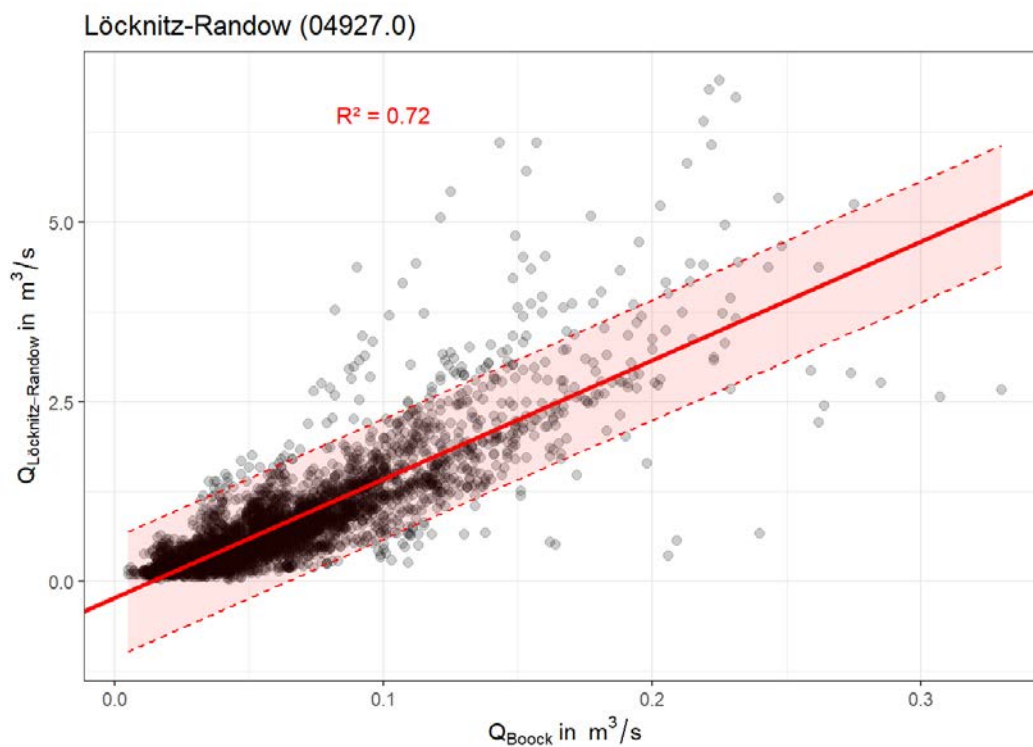


Abbildung 27: Korrelationsmatrix der Abflüsse Löcknitz-Randow vs. Boock

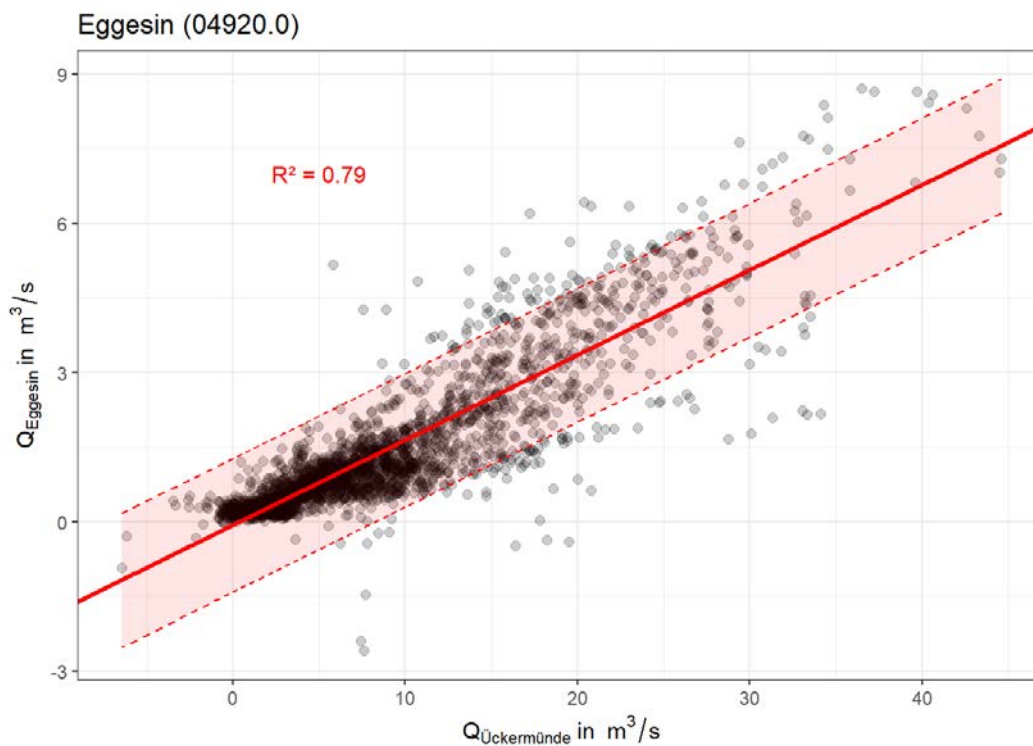
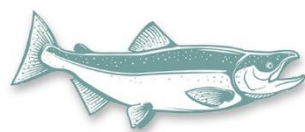


Abbildung 28: Korrelationsmatrix der Abflüsse Eggesin vs. Ueckermünde

**„Woda nie jest produktem handlowym takim jak każdy inny, ale raczej dziedzictwem,
które musi być chronione, bronione i traktowane jako takie.“**

Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60/WE (RDW)



**Towarzystwo Przyjaciół Rzek
Iny i Gowienicy**

E-mail: tpriig@op.pl
www.tpriig.pl



Helversen'sche Stiftung für
Arten- und Biotopschutz

**Helversen'sche Stiftung für
Arten- und Biotopschutz**

E-mail: info@helversen-stiftung.org
www.helversen-stiftung.org



Deutsche Umwelthilfe

Deutsche Umwelthilfe e.V.

E-mail: info@duh.de
www.duh.de