

1 EINLEITUNG

Das Wassereinzugsgebiet der Nordsee umfasst eine Fläche von etwa 850.000 km² (UBA 1997). Ein bedeutender Teil des jährlichen Flusswassereintrags gelangt über die großen Zuflüsse Elbe, Weser, Rhein, Maas, Schelde, Themse und Humber in das Meer. Ihre Einzugsgebiete sind besonders dicht besiedelt, hoch industrialisiert und intensiv landwirtschaftlich genutzt, weshalb die Flusssysteme zu den wesentlichen Quellen anthropogener Schadstoffe der Nordsee zählen (OSPAR 2000).

Erhebliche Schadstoffeinträge in die Nordsee erfolgen außer über die Zuflüsse zusätzlich durch Deposition aus der Luft. Die Bedeutung des großräumigen atmosphärischen Transports ist stoffabhängig. So gelangen Blei, Quecksilber und persistente organische Schadstoffe zu einem großen Teil über die Atmosphäre in die marine Umwelt. Schätzungen zufolge gelangen mehr als 80 % der chlororganischen Verbindungen auf diesem Wege in die Nordsee (Lohse et al. 1995). Die direkte Einleitung von Schadstoffen als dritter Eintragspfad ist in Küstennähe von Bedeutung (OSPAR 2000). Daneben kommt es in Zusammenhang mit der Erdölförderung zu umfangreichen Wasserverschmutzungen. Durch Offshore-Anlagen gelangen jährlich etwa 14.000 Tonnen Öl und mehrere 10.000 Tonnen Chemikalien in die Nordsee (UBA 1997). Weitere Schadstoffquellen waren lange Zeit die Verklappung von Industrieabfällen, Einbringung von Dünnsäure aus der Titandioxid-Produktion sowie Seeverbrennung hochchlorierter Sonderabfälle aus der chemischen Industrie. Diese Wege der Entsorgung sind aufgrund internationaler Abkommen zwischen 1989 und 1993 und die Einbringung von Klärschlamm ist ab 1999 eingestellt worden. Die Einbringung und Umlagerung von oft stark mit chlorierten Kohlenwasserstoffen belastetem Baggergut (Lohse 1990) stellt bis heute eine Quelle anthropogener Schadstoffe für Ästuar- und Küstengebiete der Nordsee dar.

Die Menge der industriell produzierten Chemikalien betrug 1995 weltweit 400 Millionen Tonnen, wovon mehr als 30 % in Westeuropa erzeugt wurden (Santillo et al. 1999). Die genaue Anzahl der in der Europäischen Union regelmäßig vermarkteten Chemikalien ist nicht bekannt. Schätzungen gehen von etwa 50.000 Stoffen aus (Santillo et al. 1999). Dabei handelt es sich überwiegend um so genannte Altstoffe, die vor 1981 in der Europäischen Gemeinschaft in Verkehr gebracht wurden und im 106.000 Chemikalien umfassenden europäischen Verzeichnis für Altstoffe (EINECS) gelistet sind (BgVV 2001). Für so genannte neue Stoffe (nach 1981 zugelassen) ist eine Prüfung möglicher ökotoxikologischer Wirkungen verbindlich, wobei der Umfang der Prüfung von der produzierten Menge abhängt. Altstoffe sollen schrittweise ebenfalls klassifiziert werden. Bislang wurden 2.500 Altstoffe mit einem hohen Marktvolumen als gefährlich eingestuft (Santillo et al. 1999). 141 dieser Stoffe sind im Jahr 1993 für eine Risikobewertung ausgewählt worden. Bis heute ist die Bewertung von lediglich 56 Altstoffen abgeschlossen (BgVV 2001).

Obwohl die Nordsee ihren hoch industrialisierten Anrainerstaaten als Senke für Abfälle und somit Schadstoffe aller Art dient (Jarvie et al. 1997) liegen für die Mehrzahl der sich potenziell im Verkehr befindenden Chemikalien keine Informationen über ihre ökotoxikologischen Auswirkungen auf aquatische Lebewesen vor. Insbesondere ihre langfristigen, chronischen Wirkungen sind kaum

untersucht. Bis vor wenigen Jahren beschränkte sich die regelmäßige Überwachung und Abschätzung der Schadstoffbelastung der Nordsee und Flussmündungen im Wesentlichen auf chemisch-analytische Verfahren zur Erfassung weniger Stoffe im Wasser, Sediment und in Lebewesen (Stagg 1998). So wurden im deutschen Bund-Länder-Messprogramm (BLMP) bis Mitte der 1990er Jahre Hexachlorcyclohexan (HCH), Hexachlorbenzol (HCB) sowie jeweils acht polychlorierte Biphenyle (PCB) und Schwermetalle u. a. in Organismen analysiert (UBA 1997). Die Konzentrationen von PCB wurden u. a. anhand der Schadstoff-Höchstmengen-Verordnung für Lebensmittel bewertet. Zur Bewertung der allgemeinen Belastungssituation ist die Einzelstoffanalytik oder Bestimmung weniger Summenparameter hilfreich. Eine realistische Gefahrenabschätzung für aquatische Organismen (aber auch für den Menschen) allein auf der Grundlage der chemischen Schadstoffüberwachung ist jedoch im Allgemeinen nicht möglich.

1.1 Argumente für die Anwendung von Biomarkern

Für die Mehrzahl der in Europa produzierten und verwendeten Chemikalien gibt es nur sehr begrenzte Kenntnisse über die Gefahren, die sie für die Umwelt darstellen (EU-Kommission 2001). Weniger als 1 % der bekannten synthetisch hergestellten Industriechemikalien sind auf ihre aquatische Toxizität untersucht (Zimmer und Ahlf 1994). Ein Großteil der in den Gewässern potenziell vorkommenden Substanzen ist nicht identifiziert oder einfach nicht nachweisbar, weil die entsprechende Analytik fehlt. Es ist daher angezeigt, in Ergänzung zur chemischen Analytik auch die biologische Wirkung von Chemikalien zu untersuchen.

Mit der Untersuchung biologischer Effekte wird die Wirkung des für aquatische Organismen bioverfügbaren Anteils von Chemikalien erfasst (Fent 1998). Somit gehen in die Messung grundsätzlich Kombinationseffekte ein. Das sind additive oder synergistische Verstärkungen oder antagonistische Abschwächungen der Wirkungen von Einzelstoffen in einem Chemikaliengemisch, dem Organismen ausgesetzt sind. Biologische Effekte bilden darüber hinaus die Wirkung von Stoffen ab, die in nur geringer Konzentration vorliegen, deren Konzentration unterhalb der chemisch-analytischen Nachweisgrenze liegt bzw. für deren Nachweis keine analytischen Verfahren zur Verfügung stehen. Verschiedene Biomarker haben sich als geeignete Indikatoren zur Untersuchung der Wirkung von Chemikaliengemischen erwiesen. Insbesondere biochemische Verfahren, namentlich die Induktion der Biotransformation von Fischen, werden in internationalen Programmen zur Überwachung der Nordsee favorisiert (ICES 1993, OSPAR 1998, Stagg 1998, AMAP 1999).

Marine Fische nehmen Schadstoffe in erster Linie über respiratorische Epithelien und z. T. auch mit der Nahrung auf. Die Stoffe werden entweder metabolisiert und/oder in verschiedenen Geweben angereichert. Mögliche Zusammenhänge zwischen der Schadstoffbelastung von und Effekten an Fischen werden seit langem angenommen, weshalb sich die aquatische Ökotoxikologie biologische Effekte als Biomarker für Schadstoffbelastungen zunutze gemacht hat. Dabei wird angenommen, dass umweltbedingter Stress, beispielsweise verursacht durch Schadstoffe, beginnend auf Zellniveau eine Reihe biochemischer und physiologischer Veränderungen in verschiedenen Gewe-

ben bewirken, die bei lang anhaltender Exposition schließlich zu Effekten auf der Organismusebene führen können. Fische eignen sich für ein Monitoring, weil sie verglichen mit anderen aquatischen Organismen relativ langlebig sind und die vergleichsweise große Körpermasse am einzelnen Tier die parallele Anwendung verschiedener Verfahren zum Nachweis schadstoffbedingter Effekte ermöglicht. Fische verfügen außerdem über Entgiftungsmechanismen, die denen des Menschen ähneln. Schließlich besteht ein besonderes Interesse an der Untersuchung schadstoffbedingter Effekte bei Fischen, weil sie ein wichtiges Wirtschaftsgut darstellen und für die menschliche Ernährung von Bedeutung sind.

1.2 Internationale Vereinbarungen zur Untersuchung biologischer Effekte

Ein Teil der Untersuchungen für die vorliegende wissenschaftliche Arbeit war Bestandteil eines Forschungsvorhabens (s. Abschnitt 1.4), das vor dem Hintergrund internationaler Vereinbarungen zum Schutze der Nordsee und des Nord-Ost-Atlantiks durchgeführt wurde. Mit den Meeresschutzkonventionen von Oslo und Paris (1972 und 1974) und der Mitarbeit in der gemeinsamen Kommission (OSPARCOM) hatte sich die Bundesrepublik Deutschland u. a. verpflichtet, ein regelmäßiges Überwachungsprogramm in der Nordsee durchzuführen. Zur Umsetzung ihrer Ziele richteten die Kommissionen eine Überwachungsgruppe ein, die Joint Monitoring Group (JMG), die mit der Ausarbeitung eines Überwachungsprogramms, das Joint Monitoring Programme (JMP), betraut war. Mit dem JMP, das in erster Linie als reines Schadstoffüberwachungsprogramm angelegt war, wurde als ein Überwachungszweck auch die Abschätzung von durch den Menschen verursachten Schädigungen lebender Ressourcen im Meer definiert, womit ein biologisches Effekt-Monitoring gemeint war. Das Ende der 1970er Jahre eingeführte Konzept des biologischen Effekt-Monitorings zielt auf die integrale Erfassung von Schadstoff-Wirkungen auf Organismen und stellt somit einen wichtigen Fortschritt für die Überwachung der Meeresumwelt dar (Stagg 1998).

Die 1987 von OSPARCOM und dem Internationalen Rat für Meeresforschung (ICES) eingerichtete North Sea Task Force (NSTF) sollte die Messungen im Rahmen des JMP ergänzen und bis Ende 1993 in einem Qualitätszustandsbericht (Quality Status Report) über die Nordsee auch über schadstoffbedingte biologischen Effekte an Fischen u. a. unter Berücksichtigung verschiedener Biomarker berichten. Im Vorlauf der Arbeiten wurden auf internationaler (Stebbing und Dethlefsen 1992) und nationaler Ebene (Landwüst et al. 1996, Wahl et al. 1995) verschiedene bekannte Verfahren hinsichtlich ihrer Eignung für ein biologisches Effekt-Monitoring geprüft. Dabei erwies sich die Induktion von Cytochrom P4501A (CYP1A) als geeignet, die Exposition von Fischen gegenüber verschiedenen organischen Schadstoffen abzubilden. Daher wird dieser Biomarker vom ICES (1999) favorisiert und ist seit 1998 im gemeinsamen Überwachungs- und Bewertungsprogramm (JAMP) der OSPARCOM für ein biologisches Effekt-Monitoring vorgesehen (Stagg 1998, OSPAR 1998). Die Messung der Induktion von CYP1A wird im Rahmen internationaler Verpflichtungen mittlerweile auch im deutschen Bund-Länder-Messprogramm umgesetzt (BLMP 2002).

1.3 Cytochrom-P450-Aktivität als Biomarker

Unter der Bezeichnung Cytochrom P450 (CYP) werden mehrere Hundert Häm enthaltende Enzyme zusammengefasst, die in Lebewesen weit verbreitet sind und eine entscheidende Rolle beim oxidativen Metabolismus endogener (z. B. Steroide, Fettsäuren, Prostaglandine) und exogener Verbindungen spielen. Die katalytische Funktion von Cytochrom P450 besteht in der reduktiven Spaltung molekularen Sauerstoffs und der Übertragung eines Sauerstoffatoms auf das Substrat, weshalb die Enzyme auch als Monooxygenasen bezeichnet werden (Woggon 1988, Mansuy 1998).

Die Cytochrom-P450-abhängige Monooxygenasereaktion wurde Ende der 1960er Jahre bei der Regenbogenforelle und anderen Fischarten nachgewiesen (Buhler und Wang-Buhler 1998). In der Folgezeit konnte gezeigt werden, dass die an der Biotransformation körperfremder Kohlenwasserstoff-Verbindungen beteiligten Cytochrom-P450-Monooxygenasen der Fische große Ähnlichkeiten mit den Monooxygenasen der Unterfamilie CYP1A der Säugetiere aufweisen. Während von Säugetieren zwei Isoenzyme aus der Enzym-Unterfamilie CYP1A (CYP1A1, CYP1A2) bekannt sind, wurde bei Fischen bislang nur ein CYP1A-Gen nachgewiesen (Sarasquete und Segner 2000), aber mehrere Isoenzyme, die der CYP1A-Unterfamilie zugerechnet werden. Der Nomenklatur von Stegeman (1991) folgend wird für Fische die Bezeichnung CYP1A verwendet.

Cytochrom-P450-abhängige Monooxygenasen sind aufgrund ihrer relativ breiten Substratspezifität an der Biotransformation verschiedener Umweltchemikalien wie PCB, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierte Dibenzo-1,4-dioxine (PCDD) und Dibenzofurane (PCDF) beteiligt (s. Achazi 1989, Buccheli und Fent 1995, Goksøyr 1995). Wegweisend für die Verwendung von Cytochrom P450 als Biomarker für die Umweltüberwachung waren die Arbeiten von Payne und Penrose (1975) und Payne (1976), die an Fischen die Enzym-Induktion durch PAK nachwiesen.

CYP1A kommen bei Wirbeltieren in verschiedenen Organen, in erster Linie aber in der Leber vor, in der ihre katalytische Aktivität am größten ist. Sie sind dort am glatten endoplasmatischen Retikulum lokalisiert. Die Fremdstoffe werden in zwei Phasen umgeformt. CYP1A sind an den Reaktionen der Phase I beteiligt, in deren Verlauf die Wasserlöslichkeit der Produkte zu- und ihre Toxizität im Allgemeinen abnimmt. In der anschließenden Konjugationsreaktion (Phase II) wird die Polarität der Metaboliten so verändert, dass die Produkte schließlich ausscheidbar sind. Durch die Biotransformation können aus relativ ungefährlichen Ausgangssubstanzen aber auch toxische Metaboliten gebildet werden. Diese Bioaktivierung ist bei der Bildung von gentoxischen Metaboliten aus PAK von Bedeutung (Stein et al. 1990).

Ein wesentlicher Aspekt von CYP1A ist die Induzierbarkeit durch Umweltchemikalien, weshalb Cytochrom-P450-abhängige Monooxygenasen als Biomarker für Schadstoffexposition große Bedeutung für die aquatische Ökotoxikologie erlangt haben. Der Wirkungsmechanismus beruht auf der Bindung der Fremdstoffe (Xenobiotika) an den Arylhydrocarbon-(Ah)-Rezeptor im Cytosol der Leberzelle. Dieser Ligand-Rezeptor-Komplex wird anschließend in den Zellkern transferiert,

interagiert dort mit einer spezifischen DNA-Region in der Nähe der Promoter-Region des CYP1A-Gens, wodurch dessen Transkription ausgelöst wird. Dies hat einen Anstieg der Konzentration von CYP1A-mRNA, die Neusynthese von CYP1A-Proteinen und schließlich eine erhöhte katalytische Aktivität von CYP1A zur Folge.

Für die Analyse der CYP1A-Induktion wird häufig der Ethoxyresorufin-O-Deethylase (EROD) Assay benutzt, ein kinetisches Verfahren, bei dem das fluoreszierende Endprodukt Resorufin gemessen wird (Burke und Mayer 1974). Die Enzym-Aktivität wird als EROD-Aktivität bezeichnet. Der EROD-Assay eignet sich speziell für die Darstellung der CYP1A-Induktion (Buhler und Wang-Buhler 1998). Bei der Interpretation der CYP1A-Induktion ist bei Fischen zu berücksichtigen, dass sowohl physiologische Prozesse, insbesondere während der Laichzeit bei Weibchen, als auch exogene Faktoren wie die Wassertemperatur die Intensität der Enzym-Aktivität beeinflussen können.

1.4 Gegenstand der Arbeit

Die vorliegende Arbeit ist ein Beitrag zum biologischen Effekt-Monitoring in der Nordsee und in Ästuaren. Sie gibt eine umfassende Darstellung der hepatischen EROD-Aktivitäten der Plattfisch-Spezies Kliesche (*Limanda limanda* L.) und Flunder (*Platichthys flesus* L.) aus unterschiedlich stark schadstoffbelasteten Nordseegebieten und Flussmündungen. Die Untersuchung soll dazu beitragen, Aussagemöglichkeiten über Schadstoffbelastungen in der aquatischen Umwelt anhand des Biomarkers EROD-Aktivität, beispielsweise im Rahmen von Überwachungsprogrammen (z. B. BLMP und Überwachungsprogramm der OSPARCOM), besser einschätzen zu können.

Der Untersuchung liegen Messungen an Leberproben von nahezu 5.000 Individuen beider Arten in den Jahren 1991 und 1992 zugrunde. Ein vergleichbar umfangreicher Datensatz zur EROD-Aktivität von Plattfischen liegt bislang nicht vor – dem ICES stehen EROD-Daten von 3.800 Klieschen zur Verfügung (ICES 1999). Das Stationsnetz umfasste 69 verschiedene Probenahmestellen. Sie verteilten sich auf ein großflächiges Nordseegebiet zwischen 51° und 58° nördlicher Breite und die Ästuare der sieben Nordseezuflüsse Eider, Elbe, Weser, Schelde (Westerschelde), Themse, Tyne und Firth of Forth. Entsprechend ihrer Verbreitungsgebiete (s. u.) wurden Klieschen in der Nordsee und Flundern hauptsächlich in den Flussmündungen angetroffen. An bereits deutlich marin beeinflussten Ästuar-Stationen wurden beide Arten gefangen und parallel untersucht.

Mit der Untersuchung wurden mehrere Ziele verfolgt:

- (1) Darstellung von Belastungsschwerpunkten in der Nordsee anhand der geographischen Verteilung der EROD-Aktivitäten von Klieschen unter Berücksichtigung des Geschlechts und der Geschlechtsreife
- (2) Darstellung von Belastungsgradienten in Flussmündungen anhand der regionalen Verteilung der EROD-Aktivitäten von Flundern unter Berücksichtigung des Geschlechts
- (3) Darstellung der interannuellen Änderung der EROD-Aktivitäten von Plattfischen

- (4) Interpretation der EROD-Aktivitäten unter Berücksichtigung von Ergebnissen des FuE-Vorhabens „Fischkrankheiten in der Nordsee“ (s. u.)
- (5) Formulierung von Empfehlungen zur Durchführung eines biologischen Effekt-Monitorings und für weiterführende Forschungen auf der Grundlage der eigenen Ergebnisse.

Die Untersuchung war in die folgenden Teilaspekte gegliedert:

- Messung der EROD-Aktivitäten an nach Geschlecht getrennten und individuell aufgearbeiteten Leberproben von adulten Klieschen und Flundern.
Die Untersuchungen beschränkten sich auf Fische mit einer Länge zwischen 17 cm und 25 cm.
- Bewertung der EROD-Aktivitäten in Abhängigkeit von Geschlecht, Laichreife und Gesamtlänge
- Messung der EROD-Aktivität juveniler Klieschen (z. T. nach Geschlecht getrennt) ≤ 12 cm Gesamtlänge von Nordsee-Stationen
- Darstellung der Enzymaktivitäten bezogen auf den Proteingehalt in der Mikrosomenfraktion (ERODM) und auf 1 g Leber (ERODL)
- Anwendung verschiedener statistischer Verfahren zur Absicherung von regionalen Verteilungsmustern, Geschlechtsunterschieden und Änderungen zwischen aufeinander folgenden Jahren.

Die für die vorliegende Arbeit erforderlichen Probenahmen und ein Teil der EROD-Messungen erfolgten im Rahmen des vom Umweltbundesamt (UBA) geförderten interdisziplinären FuE-Vorhabens „Fischkrankheiten in der Nordsee“, das sich in mehrere wissenschaftliche Teilvorhaben aufgliederte. Ziel des Vorhabens war es, mit Hilfe von biochemischen, cytologischen und histologischen Verfahren schadstoffbedingte Effekte an Lebern von in der Regel adulten Klieschen- und Flunderweibchen zu erfassen. Zur Interpretation der Messungen wurden begleitend mit chemisch-analytischen Verfahren die Konzentrationen ausgewählter Organochlorverbindungen in verschiedenen Geweben bestimmt. Von weiteren Teilvorhaben wurden an verschiedenen Fischarten äußerlich sichtbare Krankheiten und Missbildungen bei Fischembryonen erfasst. Die Ergebnisse der Teilvorhaben sind in Form eines gemeinsamen Abschlussberichtes veröffentlicht (Landwüst et al. 1996). Die Messungen der EROD-Aktivitäten waren Gegenstand eines Teilprojektes, das vom Bundesgesundheitsamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene (WaBoLu), durchgeführt wurde (Brauer et al. 1994).

Das Forschungsvorhaben „Fischkrankheiten in der Nordsee“ war vor dem Hintergrund internationaler Verpflichtungen der Bundesrepublik auf dem Gebiet des Meeresschutzes durchgeführt worden. Das Konzept des Vorhabens und die angewandten Verfahren entsprachen den Empfehlungen von NSTF und JMG, denen regelmäßig über die laufenden Arbeiten berichtet worden war. Grundlegend für die Untersuchungen waren u. a. die Ergebnisse des FuE-Vorhabens „Fischkrankheiten im Wattenmeer“ (Wahl et al. 1995).

1.5 Untersuchte Fischarten

Die benthischen Plattfische Flunder und Kliesche haben regelmäßig intensiven Kontakt mit dem Sediment und den daran gebundenen Schadstoffen. Sie eignen sich als Indikatororganismen besser als pelagische Fischarten, weil sie als Bodenbewohner häufiger Schadstoffen und auch höheren Schadstoffkonzentrationen ausgesetzt sind (Vethaak und Rheinallt 1992). Aufgrund ihrer vergleichsweise weiten räumlichen und relativ regelmäßigen Verbreitung in ihren Lebensräumen eignen sich Flunder (Ästuar- und küstennahe Flachwasserbereiche) und Kliesche (Nordsee) als Indikatoren in einem biologischen Schadstoffeffekt-Monitoring. Außerdem liegen zur CYP1A-Induktion von Klieschen und Flundern bereits Vergleichsdaten aus verschiedenen Freilanduntersuchungen vor (z. B. Goksøyr et al. 1991, Eggens et al. 1995a, Sleiderink und Boon 1995, Wahl et al. 1995, Krüner et al. 1996, Saborowski 1996). Schließlich stehen Fänge dieser Plattfische für ein Monitoring aufgrund ihres geringen Marktwertes in keiner wirtschaftlichen Konkurrenz zur Fischerei (Wahl et al. 1995).

Die Flunder kommt von der Gezeitenzone bis in etwa 25 m Wassertiefe vor (Muus und Dahlström 1991). Von den vier häufigsten Plattfischarten der Nordsee (Kliesche, Flunder, Scholle, Seezunge) nutzt nur die Flunder auch oligohaline Ästuarbereiche (Möller et al. 1988) und Süßwasserabschnitte von Flüssen. In Ästuaren ist die räumliche Verteilung von Flundern verschiedener Altersklassen teilweise eng mit der Salinität korreliert. Geschlechtsreife Tiere bevorzugen als Weidegründe ästuarine und küstennahe Bereiche (Diercking und Wehrmann 1991, Kerstan 1991). Einjährige Flundern meiden das äußere Ästuar (Möller 1984). Die Flunder kann als „Allesfresser“ bezeichnet werden, die das vorhandene Nahrungsangebot (Crustaceen, Polychaeten, Mollusken, aber auch juvenile Fische) nutzt (Fiedler 1991). Geschlechtsreife Flundern unternehmen z. T. ausgedehnte Wanderungen zu ihren Laichgebieten, die sich in der südlichen Nordsee westlich und nordwestlich der niederländischen Küste und nordwestlich von Helgoland befinden (Van der Land 1991, Cameron et al. 1992, Campos et al. 1994). Die Flunder ist ein Winterlaicher. Ihre Hauptlaichzeit erstreckt sich in der südlichen Nordsee von Februar bis März (Cameron et al. 1992). Nach dem Ab-laichen suchen adulte Flundern wieder ihre angestammten Weidegründe auf, wo sie über den Sommer relativ standorttreu sind (Duncker 1960).

Die Kliesche ist der am häufigsten vorkommende Plattfisch in der Nordsee (Daan et al. 1990). Adulte Klieschen besiedeln sowohl Küstengewässer als auch küstenferne Gebiete, wo sie bis in eine Tiefe von 150 m vorkommen (Bohl 1957). Innere Flussmündungsgebiete werden nicht besiedelt (Anders und Möller 1991). Die Kliesche ist ganzjährig relativ standorttreu (Bohl 1957), unternimmt aber während der Laichzeit Laichwanderungen (Damm et al. 1991).