

Toralf QUANDT und Birgit KNAACK

Entnahme und Unterbringung organikhaltiger Sedimente aus Saaler Bodden und Ribnitzer See – Ein Szenario

Dredging and placement of organic sediments from Saaler Bodden and Ribnitzer See - a scenario

Abstract

Saaler Bodden and Ribnitzer See are the most productive parts of the Darß Zingster – Boddenkette. Drastic minimization of extern nutrient-input during the last decade could not reduce significantly the level of primary production. This is attributed to the quantity of soluble reactive sediment-P so that dredging P-rich sediments is seen as the most promising technique to reduce the trophic level. Facing the sediment quantities to dredge and place realising a scenario should help to find the best strategy for sediment placing in this area also in terms of cost effectiveness. For the analysed area it could be demonstrated that on shore placing of pre-treated sediments is the most expensive strategy due to transport costs. Pre-treatment capacity is not available. The most feasible technologies regarding technical and cost effectiveness seem to be direct placement of dredged sediments on poldered agricultural area as also placement on an aquatic depot what furthermore can be used as a habitat for protected species. These strategies should be privileged in the further phases of planning.

Keywords: eutrophication, placement strategies, on shore placing, aquatic depot

1 Einführung

Saaler Bodden und Ribnitzer See bilden mit ca. 80 km² Oberfläche den größten Teilbodden und aufgrund des polytrophen Zustands gleichsam den problematischsten Abschnitt der Darß-Zingster Boddenkette (DZBK, Abb. 1). Nach aktuellem Bewertungsstand gemäß Europäischer Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) muss mit Wahrscheinlichkeit von einer Einstufung jenseits des guten ökologischen Zustands ausgegangen werden (KOLLATSCH 2004, pers. Mitt.).

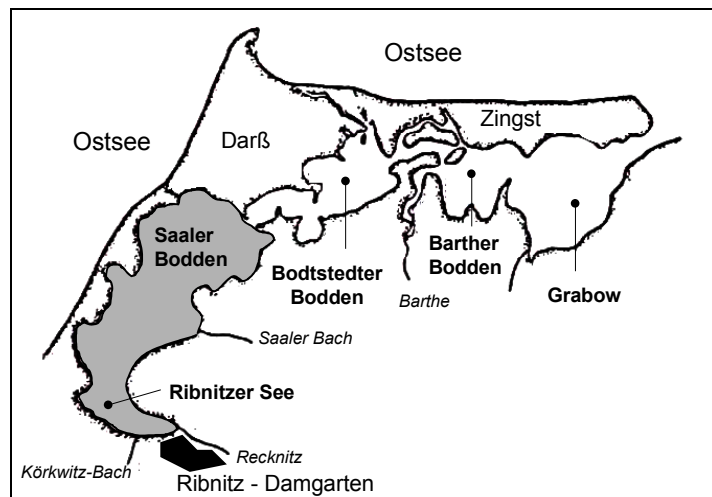


Abb. 1 Übersicht Darß-Zingster-Boddenkette, Untersuchungsgebiet: Saaler Bodden/Ribnitzer See (stark verändert aus KRECH 2002)

Der forcierte Ausbau der Klärwerkstechnik, Industriestilllegungen und der Strukturwandel der Landnutzung im Einzugsgebiet haben innerhalb der letzten zwei Jahrzehnte zur deutlichen Reduzierung der N- und P-Einträge geführt (BACHOR 2004). Eine Verbesserung des Trophiestatus resultierte daraus bislang jedoch nicht. Angesichts dieser Situation, die u.a. mit erheblichen Einschränkungen gewässertypischer Nutzungen (Fischerei, Tourismus) verbunden ist, ist die Verbesserung der Bodden-Gewässergüte einerseits für das Erreichen der in der WRRL abstrakt postulierten Zielvorstellungen geboten und gleichsam konkretes Entwicklungsziel im Rahmen einer nachhaltigen Regionalentwicklung (s. LANDKREIS NORDVORPOMMERN 2002). Die Durchführung jeder Sanierungs-/Restaurierungsmaßnahme hängt neben einer begründeten Erfolgsaussicht letztlich von der Finanzierbarkeit ab. So lässt die WRRL etwa für bestimmte Gewässerkörper auch die Verwirklichung weniger strenger Umweltziele zu, wenn ein Erreichen des Maximalzieles unverhältnismäßig teuer wäre (vgl. Artikel 4, Abs. 5, WRRL 2000).

Als Erfolg versprechende Restaurierungsmaßnahme für die DZBK wird bereits seit den 1980er Jahren die Entnahme von schlickigen Sedimenten diskutiert (NAUSCH & SCHLUNGBAUM 1991). Diese Argumentation wird noch dadurch verstärkt, dass die interne Nährstoffbelastung derzeit höher als die externen Nährstoffeinträge ist (SCHLUNGBAUM et al. 2001). Vor diesem Hintergrund und mit Blick auf die Zielstellungen von Agenda 21 und WRRL soll im Folgenden die Machbarkeit einer solchen Maßnahme aus ökologisch-wirtschaftlicher Perspektive betrachtet werden. Im Mittelpunkt eines auf die Gewässerabschnitte Saaler Bodden/Ribnitzer See angelegten Szenarios stehen dabei die Möglichkeiten und Kosten für die Entnahme und Unterbringung großer Mengen nährstoffreicher Sedimente. Die hierbei erzielten Ergebnisse bilden die Basis für weitere Planungen und ein Beurteilungshilfsmittel bei der Suche nach einer ökologisch und wirtschaftlich effektiven Gesamtstrategie zur Qualitätsverbesserung der DZBK.

2 Gewässerzustand und Restaurierungskonzept

Die Darß-Zingster-Boddenkette ist morphogenetisch das Ergebnis der Überflutung niedrig gelegener Grund- und Endmoränen durch eiszeitlich verursachten Meeresspiegelanstieg und besitzt grundsätzlich die Tendenz zur Verlandung (zit. in KRECH 2003). Geologische Profilschnitte zeigen, dass neben dem Vorhandensein ausgedehnter Mergel- und Sandformationen der Untergrund der gesamten Boddenkette von einem Schlickgraben mit mehreren Metern Tiefe und bis zu einigen hundert Metern Breite durchzogen ist (Abb. 2A). Allein im Zeitraum der vergangenen 50 Jahre nahm, was ein Wassertiefenvergleich anhand der Seekarten von 1950 und 2004 zeigt, die Schlickmächtigkeit flächig im Mittel um 0,40 m zu (Abb. 2B) – Indiz für den in diesem Zeitraum exzessiv angestiegenen Nährstoffeintrag und damit korrespondierender Zunahme der Primärproduktion.

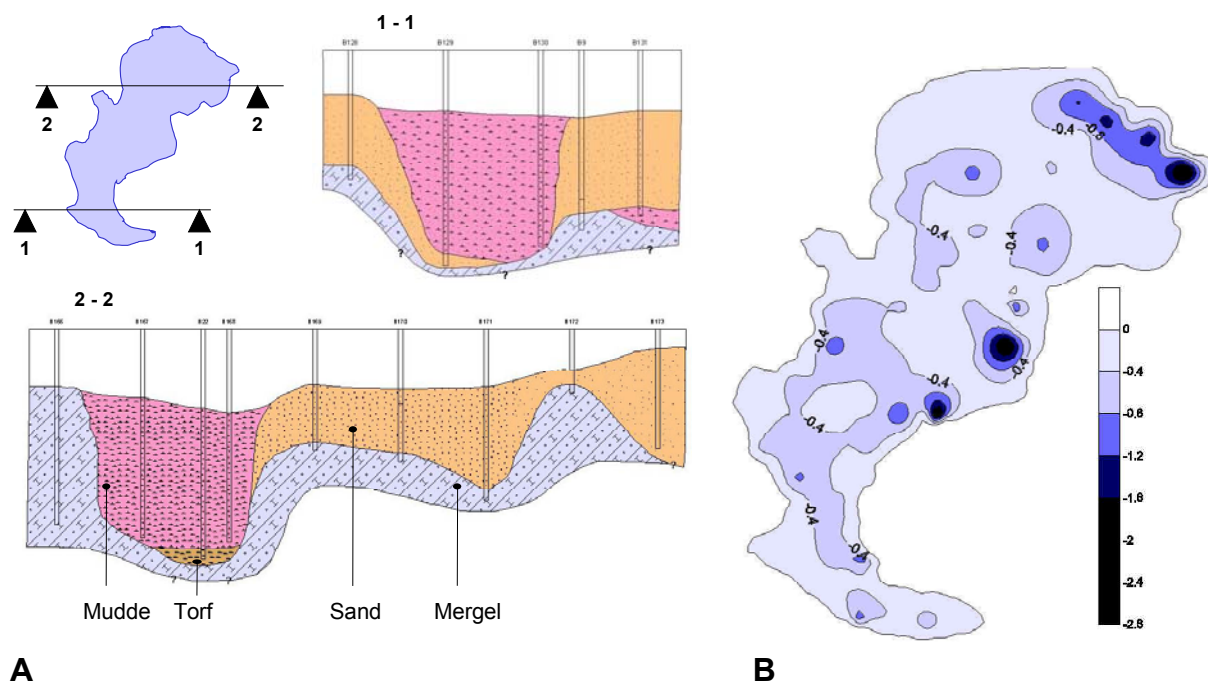


Abb. 2 Geologische Situation (A) und Entwicklung der Wassertiefe - 1950 bis 2004 (B), verändert aus: KNAACK 2004)

Übereinstimmend mit der flächigen Verteilung des o.g. Schlickgrabens sind etwa die Hälfte der Gewässersohle des Saaler Boddens und 90 % der Ribnitzer See von Schlickboden (> 5 % org. Anteil) bedeckt. Schlick mit mehr als 20 % organischer Substanz machte daran bereits in den 80er Jahren ca. 18 % ($\approx 14 \text{ km}^2$) der Gesamtfläche dieser Gewässer aus (NAUSCH 1981). Mit steigendem Gehalt an organischer Substanz im Schlicksediment nehmen Wassergehalt, Gesamtphosphor und HCl-lösliches Eisen zu und die mittlere Korngröße ab (SCHLUNGBAUM et al. 1994). Die hochorganischen Schlicke weisen somit tendenziell das größte P-Freisetzungspotential, eine erhebliche Zehrwirkung und die geringste Lagestabilität auf. Folgen der Trophiezunahme sind neben der beschleunigten Verlandungstendenz u.a. die Gewässertrübung sowie Änderungen der Artenstruktur, was sich beispielsweise spürbar in der Bandbreite und Bestandsstruktur der Fischarten wider-

spiegelt (LANDKREIS NORDVORPOMMERN 2002). Es kann davon ausgegangen werden, dass die Hauptquelle der gegenwärtigen Nährstoffbelastung und Eutrophierung die in den Boddensedimenten gespeicherten und leicht mobilisierbaren P-Verbindungen darstellen. Nach vorläufiger Prüfung aller im Kontext der Restaurierung von Standgewässern entwickelten Behandlungstechnologien und weiterer standortspezifischer Maßnahmemöglichkeiten auf Anwendbarkeit zeichnet sich die Entnahme der im o.g. Sinne problematischsten Sedimentanteile als die vorteilhafteste Lösungsvariante ab. Geht man in einem ersten Quantifizierungsansatz von der erforderlichen Entnahme einer im Mittel 0,50 m mächtigen Lamelle der Schlickareale mit einem Organikanteil >20 % aus, so ergibt sich eine Menge von etwa 7 Mio. m³. Zweifellos sind die Entnahmebereiche und -mengen im Verlauf der Restaurierungsplanung auf Basis detaillierter Sedimentanalysen und Prognoseansätze zu konkretisieren. Ungeachtet dieser Notwendigkeit verdeutlicht die genannte Zahl jedoch mit ausreichender Genauigkeit die zu erwartende Dimension der Gesamtaufgabe und das Problem der Unterbringung solch enormer Sedimentmengen. Die Festlegung der tatsächlich zu bewegenden Sedimentmenge wird somit letztlich im Spannungsfeld und als Kompromiss zwischen ökologisch/wirtschaftlich erforderlicher Entnahmemenge und ökologisch/wirtschaftlich vertretbarer Unterbringungsmenge erfolgen.

3 Sedimententnahme und -unterbringung

3.1 Allgemeines

Grundsätzlich ist die Entnahme und Unterbringung von Gewässersedimenten eine technische Aufgabe, die in Abhängigkeit von der gewählten Unterbringungsstrategie durch die Verkettung technischer Einzelprozesse realisiert wird. Anhand der in Abb. 3 dargestellten technologischen Kette für die Entnahme und Unterbringung aquatischer Sedimente ist ersichtlich, dass mit deren Verkürzung prinzipiell die Einsparung technischer Kapazitäten und eine Reduzierung von Kosten und sekundären Umweltauswirkungen erreicht werden kann.

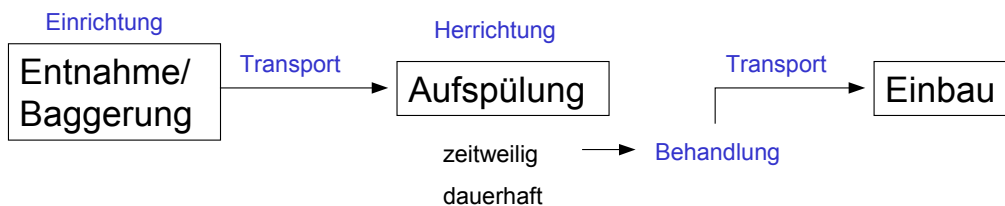


Abb. 3 Technologische Kette der Sedimententnahme und -unterbringung

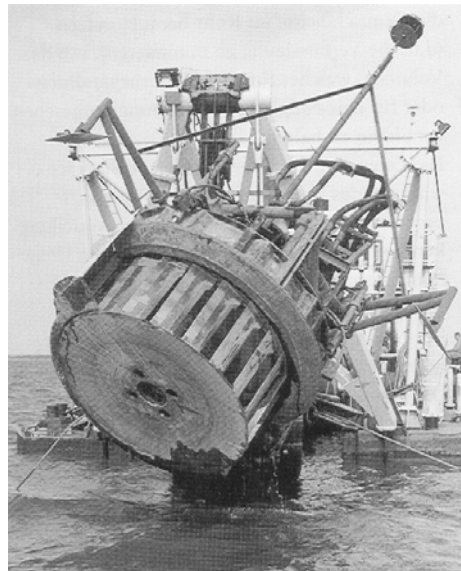
Vor diesem Hintergrund ist die gemeinhin angestrebte Zielstellung nach Baggergutverwertung zu relativieren, auch wenn aus Sicht der stofflichen Eigenschaften und bislang vorliegender Schadstoffanalysen (vgl. SCHLUNGBAUM et al. 2001, BRÜGMANN 2001, HENNEBERG 2000) eine Verwendung für Zwecke des Landschaftsbau oder die Nutzung als Bodenverbesserungsmittel in der Landwirtschaft praktikabel erscheint.

3.2 Sedimententnahme

Die Auswahl der für die Sedimententnahme geeigneten Geräte hängt von der Beschaffenheit des Baggerguts, den vorhandenen Navigationsbedingungen, der geforderten Baggergenauigkeit und den Anforderungen an die Umweltverträglichkeit der Baggermaßnahme ab. Schlicke sind von weicher Konsistenz und lassen sich mit hydraulisch arbeitendem Baggergerät gewinnen. Die Lösung und der horizontale Weitertransport des Baggerguts erfolgen, kombiniert mit zweckentsprechendem Schneidwerkzeug bzw. Saugmund, über Rohre unter Einsatz von Zentrifugalpumpen.



A



B

Abb. 4 Schneckenbagger (A) und Scheibenbagger (B) – Quelle: IADC/CEDA 1998

Schnecken- und Scheibenbagger (Abb. 4) sind Beispiele für Geräte, die eigens für die Entfernung kontaminierter und i.a. weicher Sedimente entwickelt wurden. Sie arbeiten mit hoher Abtragsgenauigkeit bei minimaler Verwirbelung und erreichen Leistungen um $500 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ (IADC-CEDA 1998).

3.3 Sedimentunterbringung

3.3.1 Prinzipielle Strategien

Für Sedimente der Darß-Zingster-Boddenkette kommt prinzipiell die land- oder wasserseitige Unterbringung in Frage. Schließt man eine Beseitigung im Sinne einer dauerhaften Ablagerung (Deponierung) aus, verbleiben als wesentliche landseitige Verwertungsmöglichkeiten der Einsatz als Bau- bzw. Rekultivierungsmaterial im Landschaftsbau oder als Bodenverbesserungsmittel im Garten- und Landbau.

Durch Vorbehandlung kann die zweckentsprechende Konditionierung des Baggerguts erreicht werden. Diese kann sich auf einfache Materialentwässerung zur Herstellung der Transportfähigkeit beschränken oder in einer vergleichsweise aufwendigen Umwandlung des Baggerguts in ein vollwertiges, festes Bodenverbesserungssubstrat durch Reifung bestehen.

In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass Unterbringungsstrategien, die eine Baggergutverwertung beinhalten, sich nur verwirklichen lassen, wenn für das zu verwertende Produkt ein Markt besteht, der sich in Bedarf und Nachfrage darstellt. Diese Voraussetzung wurde für die folgenden Betrachtungen zunächst als gegeben angenommen, ist in weiteren Planungsschritten jedoch detailliert zu prüfen.

Die wasserseitige Unterbringung des Baggerguts kann als dauerhafte Ablagerung (oder besser Umlagerung) in einem Unterwasser-Depot oder durch Verwendung zur Herstellung von Auflandungen erfolgen. Alle Unterbringungsformen sind mit der Beanspruchung von Flächen verbunden, wobei bei einer Vorbehandlung zusätzliche Flächen und Kapazität für Einrichtung und Betrieb entsprechender Anlagen erforderlich sind.

Die Übertragung der dargestellten Strategien auf das Gewässer und den umgebenden Raum mit dem Ziel, Umsetzbarkeit und Kosten zu beurteilen, erfordert in einer ersten Betrachtung notwendigerweise eine realistische Abgrenzung des Suchraumes. Für Formen der Baggergutunterbringung ohne vorherige Behandlung wird daher der Bodden und ein angrenzender Streifen von 3 km Breite betrachtet, der durch den sinnvollen Einsatz von Spülleitungen begrenzt ist. Für Unterbringungsmöglichkeiten von Baggergut mit vorgeschalteter Behandlung erstreckt sich der Suchraum auf einen Radius von bis zu 40 km, da sich hier der Baggerguttransport vorwiegend mittels LKW auf der Straße vollziehen wird und größere Transportentfernungen aus ökonomischer und ökologischer Sicht unverträglich werden.

3.3.2 Vorbehandlungskapazität

Die Vorbehandlung erfordert Flächenkapazität für das Einspülen (Spülfeld) und in Abhängigkeit vom Behandlungsziel für Reifung und Aufbereitung. Die im Umfeld des Saaler Boddens/Ribnitzer See vorhandene Spülfeldkapazität ist auch bei etwaiger Erweiterung maximal zur vorübergehenden Aufnahme geringer Baggergutmengen ausreichend: Ein 1997 in Wustrow angelegtes Spülfeld steht ausschließlich der Unterbringung von Baggergut aus dem örtlichen Sportboothafen zur Verfügung. Das vom Wasser- und Schifffahrtsamt Stralsund genutzte Spülfeld Körkwitz dient der dauerhaften Unterbringung von Baggergut aus der Fahrrinnenfreihaltung. Behandlungsmöglichkeiten im Sinne einer IAA (Industriellen Aufbereitungsanlage) fehlen momentan gänzlich, so dass diese zu schaffen wären, was zunächst mit einem entsprechenden Standortsuchverfahren und Investitionen für die Herrichtung verbunden wäre.

3.3.3 Landseitige Unterbringung

Landschaftsbau, Kompostwirtschaft

Zeitnah zu realisierende Bauvorhaben, bei denen Baggergutmengen in größeren Mengen einsetzbar wären, stehen im Untersuchungsraum nicht an, zumal für die Verwertung im Landschaftsbau (z.B. Deichbau o.ä.) aufgrund der bodenmechanischen Anforderungen vorwiegend Sande und Mischbodenfraktionen erforderlich sind. Reine Mudden könnten nach entsprechender Trocknung in Rekultivierungs-

schichten, etwa von Deponien, eingebaut werden, für welche gegenwärtig und mittelfristig allerdings kein Bedarf besteht.

Der momentan einzige nennenswerte Standort für die Nutzung von Nassbaggergut zur Kompostherstellung ist ein in Sanitz / Horst ansässiges Kompostwerk mit einer Transportentfernung von ca. 30 km zur südlichen Boddenrand. Die vorhandene Kapazität ist lediglich für die jährliche Annahme einer Menge von 10.000 bis 15.000 m³ stichfesten Materials (*in situ* ca. 20.000 bis 30.000 m³) ausreichend, das den LAGA-Anforderungen der Zuordnungsklasse ZO bis Z1.1 zu entsprechen hat. Für Transport (durch den Entsorger), Annahme und Einlagerung entstünden ohne Einrechnung der erforderlichen Vorbehandlung spezifische Kosten von ca. 10,0 € je m³ Baggergut.

Das Vorhandensein einer Aufbereitungsanlage in unmittelbarer Boddennähe könnte zu einer erheblichen Reduzierung des Transportanteils und somit der Gesamtkosten beitragen.

Unterbringung Landwirtschaft

Die Unterbringung von Baggergut im Landbau erscheint aufgrund der hohen Flächenverfügbarkeit als attraktiver Verwertungsweg. Allein im unmittelbaren Umfeld von Saaler Bodden und Ribnitzer See (3 km-Streifen) ist eine landwirtschaftliche Nutzfläche von ca. 7.500 ha vorhanden. Die tatsächlich nutzbare Fläche ist unter Anwendung fachspezifischer Ausschluss- und Einschränkungskriterien (Wasserwirtschaft, Naturschutz) und Berücksichtigung der individuellen Bodenqualität, der Nutzungsansprüche und technisch - technologischer Voraussetzungen zu ermitteln. Grundlegende Voraussetzung bildet die Akzeptanz durch die betreffenden Landwirte. Hierfür ist neben einem überzeugenden Nachweis der Vorteilhaftigkeit eine erschöpfende stoffliche Deklaration des aufzubringenden Baggerguts in Übereinstimmung mit den Forderungen der Bodenschutzgesetzgebung unabdingbar. Im Zuge der differenzierten Ausweisung der Baggergebiete sind schadstoffbezogen „hot spot“-Areale etwa im Bereich ehemaliger Industrieabwassereinleiter (z.B. ehem. Faserplattenwerk Ribnitz) auszugrenzen und gesondert zu bewerten.

Die Kosten für die landwirtschaftliche Verwertung von Baggergut variieren erheblich in Abhängigkeit von der gewählten Verfahrensweise. Die Aufbringung gereiften Baggerguts erfordert zwingend Vorbehandlungskapazität und einen verhältnismäßig hohen Flächenbedarf, da das Material nur bis zu ca. 10 cm Auftragsdicke optimal einarbeitbar ist. Durch die Vorbehandlung wird das Material transportfähig und lässt sich damit weitgehend standortvariabel in größerer Entfernung einsetzen.

Bei einer Direktaufspülung von Baggergut erfolgt keine Konditionierung des Baggerguts. Das spülfähige Material wird über Transportleitungen unmittelbar auf eingedeichte Flächen verspült oder flächenhaft mit einem geeigneten Ausbringwerkzeug verteilt. Für die am Boddenrand vorhandenen gepolderten Grünlandstandorte, die größtenteils infolge meliorationsbedingter Moorsackung bis zu 0,5 m und mehr unter ihrem ursprünglichen Geländeniveau liegen, ist bei minimalem Herrichtungsaufwand (Bau und/oder Erhöhung der Polderdeiche) eine maximale Sediment-Aufspülhöhe von 1,0 m denkbar. Moorsackungen ließen sich somit ausgleichen und Schöpfwerkskapazität einsparen; bei einem ggf. später erfolgenden Rückbau der Polderdeiche ließen sich die ursprünglichen, d.h. natürlichen Überflutungsverhältnis-

se wiederherstellen. Eine Stilllegungszeit von mindestens drei Jahren erfordert Kompensationsaufwendungen, denen standortbezogen differenziert Einsparungen an Schöpfwerksleistung (Energie, Wartung, Instandhaltung) gegenüberstehen. Die genehmigungstechnische Machbarkeit einer solchen Maßnahmen ist durch das Beispiel des Spülfeldes Malchin belegt, wo ca. 25.000 m³ nicht verklappbaren Baggerguts aus der Vertiefung des Peenekanals zwischen der Stadt Malchin und dem Kummerower See auf ein ca. 6 ha großes Spülfeld aus eingepoldertem Weideland gebracht wurde (pers. Mitteilung des WSA Stralsund, 2003- zit. in WASTRA PLAN/ UMWELTPLAN 2003).

Für eine Direktaufspülung von Nassbaggergut auf Ackerflächen liegen momentan sehr wenige Anwendungsbeispiele und Erfahrungen vor. Aktuelles Beispiel für einen solchen Verwertungsweg stellt die Restaurierung des Schmachter Sees auf der Insel Rügen dar, bei der eine Entnahmemenge von ca. 300.000 m³ Seeschlamm bis 2006 über Spüleleitungen von bis zu 8 km Länge auf ca. 700 ha. Ackerfläche verbraucht werden sollen. Die unmittelbare Aufbringung erfolgt mittels Traktor und Sprühbalken (ähnlich der Gülleausbringung), die über einen flexiblen Leitungsabschnitt an die Spüleleitung angeschlossen sind. Die Aufbringung kann nur außerhalb von Vegetations- und Niederschlagsperioden erfolgen; bei Gesamtkosten von ca. 3,15 Mio. € belaufen sich die spezifischen Kosten auf etwa 10 € je m³ Sediment.

3.3.4 Wasserseitige Unterbringung

Im Kontext der wasserseitigen Unterbringung soll hier beispielhaft die Verwendung von Baggergut für Auflandungszwecke skizziert werden. Diese kann gemäß Abb. 5A prinzipiell in drei Formen erfolgen, wobei bei einer Insellösung wahrscheinlich mit den geringsten Auswirkungen auf schützenswerte Biotope, wie etwa Uferzonen, zu rechnen ist. Zahlreiche, z.T. bis in die 80er Jahre zurückreichende Beispiele aus den USA zeigen, dass aus Baggergut hergestellte Inseln gezielt als Habitat für Wasservögel entwickelt werden können (Vgl. USACE 1987, s. Abb. 5B).

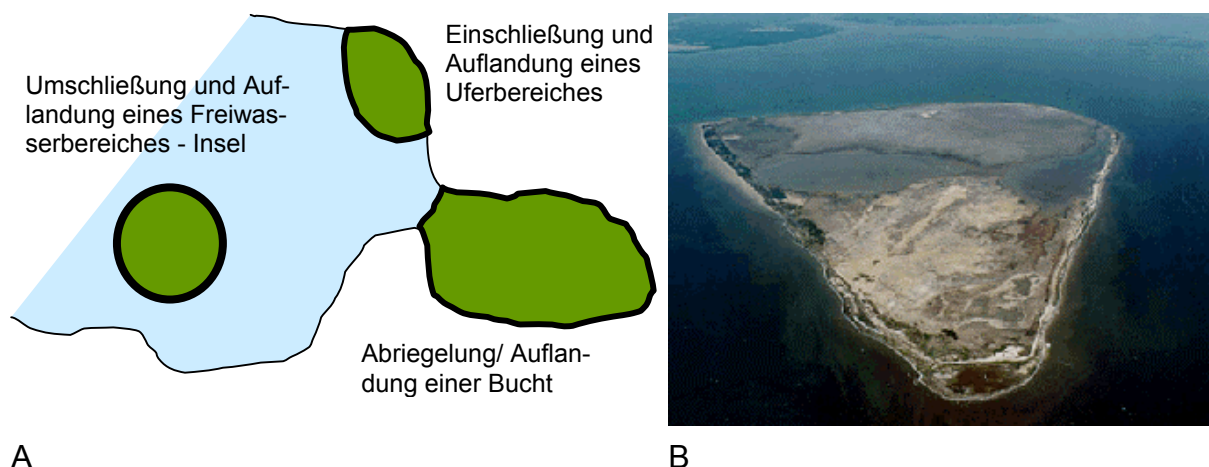


Abb. 5 Schematische Darstellung von Auflandungsformen (A) und Beispiel für eine aquatische Unterbringung (B - Gaillard Island, Mobile Bay, AL – USA, Quelle: www.sam.usace.army.mil/PA/envir.htm).

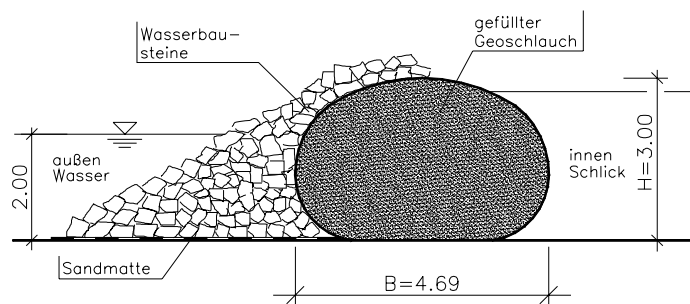
Die wasserseitige Unterbringung von Baggergut erfordert keine externen Flächen bei gleichzeitig hoher gewässerinterner Platzverfügbarkeit. Es werden keine Fremdstoffe in das Wasser eingebracht, aber es wird eine Nährstoffimmobilisierung erreicht. Entnahmemengen und -zeiten gestalten sich durch hydraulische Förderung und Transport bei vergleichsweise kurzen Transportdistanzen hocheffektiv. Die gewässerinterne Unterbringungsfläche muss durch eine zweckgemäße Umschließung hergerichtet werden – wofür grundsätzlich Spundwandbauweisen, Erdstoffdämme oder geotextile Schläuche bzw. Kombinationen daraus in Betracht kommen. Der Standort für ein derartiges Bauwerk ist in einem differenzierten Verfahren nach naturschutzfachlichen, technologischen und geotechnischen Gesichtspunkten zu optimieren. Als Beispiele für Auswahlkriterien seien genannt: spezifische Anforderungen an eine Habitatentwicklung, die Nähe zum Baggerareal, das Vorhandensein verwendbarer Materialien (Sand), die Wassertiefe sowie die Tragfähigkeit des Untergrundes. Ein Kostenvergleich, dem eine Einlagerungsmenge von 2,5 Mio. m³ und eine kreisförmige Unterbringungsfläche mit einer endgültigen Ausbauhöhe von 1m über dem Mittelwasserspiegel (~1,0 mHN) zugrunde lag, ergab auch unter Berücksichtigung der Wassertiefe, in der das Bauwerk errichtet wird, die größte Wirtschaftlichkeit für eine Umschließung mit Geoschläuchen (Tabelle 1, Abb. 6).

Tab. 1 Kostenschätzung für unterschiedliche Formen von Umschließungsbauwerken

Randbedingungen	Art der Umschließung		
	Spundwand	Sanddamm	Geoschlauch
Wassertiefe: 2 m - Umfang: 3,14 km	4,3 Mio €	3,9 Mio €	2,7 Mio €
Wassertiefe: 4 m - Umfang: 2,43 km	5,1 Mio €	5,1 Mio €	4,5 Mio €



A



B

Abb. 6 Geoschläuche in der praktischen Anwendung (A - „Amwaj Island“) und Umschließungsbauwerk aus Geoschlauch und Steinschüttung (B - Prinzipskizze), Quelle: KNAACK 2004

Durch das Zusammenwirken aus einem geotextilen Schlauch zur Zugkraftübertragung und dem Füllmaterial Sand, der in Randbereichen des Boddens gewonnen werden kann, ist die Herstellung eines tragfähigen Stützbauwerks gegeben, das schnell und mit vergleichsweise unerheblichem externen Materialaufwand herzustellen ist.

4 Kosten

Für einen ersten Aufwandsvergleich wurden die Strategien Direktaufspülung Landwirtschaft (i), Unterbringung Land- u. Kompostwirtschaft nach Vorbehandlung (ii) und die Unterbringung im Gewässer (iii) anhand folgender Hauptpositionen unter Zugrundelegung einer zu entfernenden *in situ* - Sedimentmenge von 2,5 Mio m³ kostenmäßig verglichen:

- a) Vorbereitung der Unterbringungsfläche (Spülfeldeinrichtung, -herrichtung)
- b) Sedimententnahme (Baustelleneinrichtung, Baggerleistung, Transportleitungen, Pumpstation)
- c) Nutzungsausfälle (Flächenstilllegung)
- d) Spülfeldbewirtschaftung
- e) Rücklaufwasserbehandlung (Zuleitungen, Wehre, P-Elimination)
- f) Transport (zum Verwerter)

Die Ergebnisse dieser Betrachtung ergaben, dass die Vorbereitung der Unterbringungsfläche bei einer Unterbringung im Gewässer gegenüber den anderen Strategien einen mehrfach größeren Aufwand erfordert. Bezüglich der Sedimententnahme sind die landseitigen Unterbringungsstrategien wegen des intensiven Pumpaufwands (Direktaufspülung) und des diskontinuierlichen Baggerbetriebes (Unterbringung mit Vorbehandlung) kostenmäßig am intensivsten. Nutzungsausfälle ergeben sich in erster Linie bei der Direktaufspülung auf Grünland, hier kann bei mehrjähriger Flächenstilllegung von Kosten zwischen 2-5 Cent m² a⁻¹ ausgegangen werden. Vergleichsweise hohe Aufwendungen für die Spülfeldbewirtschaftung verursacht die Unterbringung mit vorgeschalteter Behandlung wegen ebendieser, während die Kosten für eine eventuelle Rücklaufwasserbehandlung bei allen Unterbringungsstrategien als relativ gleich hoch angesetzt wurden. Transportaufwendungen zum Endverwerter machen einen bedeutenden Teil der Gesamtaufwendungen aus und fallen lediglich bei der Unterbringung vorbehandelten, also transportfähigen Baggergutes an. Hierbei wurde von LKW-Transporten mit einer durchschnittlichen Entfernung von 30 km und Kosten für den Transport und die Abnahme/Einlagerung von ca. 10 € m⁻³ ausgegangen.

In der Summe ergaben sich ohne Berücksichtigung von Planungs- und Ausgleichsaufwendungen folgende geschätzte Nettokosten:

- Direktaufspülung Landwirtschaft : 8,8 Mio €
- Unterbringung nach Vorbehandlung in Land- u. Kompostwirtschaft: 20,9 Mio €
- Unterbringung im Gewässer: 10,2 Mio €

Eine Direktaufspülung auf Landwirtschaftsflächen oder die Unterbringung im Gewässer stellen demnach die kostenmäßig günstigsten Unterbringungsstrategien dar.

5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Der für die Verwertung von Baggergut im Landschaftsbau und in der Kompostwirtschaft existierende gewerbliche Markt ist unbedeutend und erfordert in jedem Fall die Vorbehandlung bzw. die Schaffung o.g. Voraussetzungen. Der Einsatz von gereiftem Baggergut auf Ackerstandorten ist nur dann ein gangbarer Verwertungsweg, wenn Behandlungskapazität durch Errichtung einer industriellen Aufbereitungsanlage (IAA) geschaffen wird. Die Verteilung des aufbereiteten Materials auf die Ackerstandorte verursacht erhebliche Transportaufwendungen, so dass diese Lösung sehr teuer und nur über lange Zeiträume realisierbar ist. Die Direktaufspülung von Sediment auf bodennahe Polderflächen (pot. 3.800 ha Polderfläche) ist unter Berücksichtigung der regional differenzierten Schutzwürdigkeit und Qualität von landwirtschaftlich geprägten Biotop- und Nutzungsstrukturen wegen geringer Transport- und Einrichtungsaufwendungen als landseitige Vorzugsvariante zu betrachten. Vorrangig sollten degradierte, gepolderte Niederungsbereiche am südlichen Ufer des Saaler Boddens genutzt werden. Nutzungsausfälle durch übergangsweise Flächenstilllegung sind einzukalkulieren.

Als Gesamtfazit kann gezogen werden, dass unter der Prämisse der zeitnahen Realisierung der Entnahme und Unterbringung großer Sedimentmengen (Größenordnung bis zu mehrere Mio. m³) lediglich die Direktaufspülung von Sediment auf Polderflächen sowie wasserseitig die Auflandung eines Umschließungsbauwerkes (Damm, Spundwand, Geoschlauch) realistisch und vergleichsweise kostengünstig sind. Unterbringungsformen, die einer vorherigen Aufbereitung bedürfen, sollten planerisch nicht vordergründig verfolgt werden (ebenso die Betrachtung der technischen Umschließungsvariante Stahlspundwand). Die Kostenschätzung der Vorzugsvarianten ergab unter Zugrundelegung einer Entnahmemenge von 2,5 Mio. m³ Aufwendungen für Förderung/Baggerung und Unterbringung von ca. 5 € je m³ liegendes Sediment. Bei höheren Entnahmemengen reduzieren sich die spezifischen Entnahmekosten, wobei die Größenordnung nicht wesentlich unterschritten werden dürfte.

Es wird weiterhin deutlich, dass eine Gewässerrestaurierung auf dem Wege der Sedimententnahme aus technologischen und finanziellen Überlegungen mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht in zwei bis drei Jahren zu leisten ist, sondern sich eher über den Zeitraum eines Jahrzehnts vollziehen lässt. Bereits für die erforderlichen Detailplanungen, einschließlich der notwendigen Genehmigungsverfahren (die DZBK unterliegt diversen naturschutzrechtlichen Beschränkungen), ist mit einem erheblichen Zeitaufwand zu rechnen - umso mehr, je weniger ein pragmatisches Vorgehen zur Maxime wird.

Literatur

- BACHOR, A. (2004): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente. Dissertation, Universität Greifswald, 213 S.
- BRÜGMANN, L. (2001): Schadstoffuntersuchungen an Oberflächensedimenten und Sedimentkernen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. - Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie des Landes Mecklenburg-Vorpommern, 35 S.

- EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000): Richtlinie 2000/60/EG DES EUROPÄISCHHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 23. Oktober 2000.
- HENNEBERG, M. (2000): Vom „Hafenschlick“ zum wertvollen Bodenmaterial – Forschungsergebnisse zur Nassbaggergutverwertung, speziell in der Landwirtschaft. In: 1. Rostocker Baggergutseminar 5./6. Oktober 2000, Tagungsband, ohne Seitenangaben.
- IADC/CEDA (1998): Umweltaspekte in der Nassbaggerei. Maschinen, Methoden und die Verminderung der Umwelteinflüsse. Heft 4. Hrsg.: Internationale Vereinigung der Naßbaggerunternehmen (IADC), Den Hag, NL; Zentrale Nassbaggerorganisation (CEDA), Delft, NL. 80 S.
- KNAACK, B. (2004): Geotechnische Untersuchungen zur aquatischen Unterbringung organischer Sedimente im Gebiet der Darß-Zingster-Boddenkette. - Diplomarbeit. FB f. Landeskultur und Umweltschutz, Inst. f. Bauwesen (ehem. FB Bauwesen), Universität Rostock, 118 S.
- NAUSCH, G. & SCHLUNGBAUM, G. (1991): Eutrophication and restoration measures in the Darß-Zingst Bodden Chain. Internationale Revue gesamte Hydrobiologie, **76/3**: 451-463.
- KRECH, M. (2002): Leitbildorientierte Bewertung und Analyse der ökologischen Beschaffenheitssituation der inneren Küstengewässer im südlichen Ostseeraum sowie Möglichkeiten ihrer Verbesserung als Grundlage für die fachliche Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation. Universität Rostock. 173 S.
- LANDKREIS NORDVORPOMMERN (2002): Lokale Agenda 21 Darß-Zingster-Boddenlandschaft – Leitbild, Zielstellungen und Maßnahmevorschläge für die Region der Darß-Zingster Boddenlandschaft (unveröffentlicht).
- NAUSCH, G. (1981): Die Sedimente der Darss-Zingster Boddengewässer – Zustandsanalyse und Stellung im Phosphorkreislauf. - Dissertation. Universität Rostock. FB für Biowissenschaften, 148 S.
- NAUSCH, G. & SCHLUNGBAUM, G. (1991): Eutrophication and restoration measures in the Darß-Zingst Bodden Chain. Internationale Revue gesamte Hydrobiologie, **76/3**: 451-463.
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H. & NAUSCH, G. (1994). Die Darß-Zingster Boddenkette – ein typisches Flachwasserästuar an der südlichen Ostseeküste. - Rostocker Meeresbiologische Beiträge, **2**: 27-40.
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H., KRECH, M. & KWIATKOSKI, B. (2001): Die Darß-Zingster Bodden – eine Studie. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Heft **1**, 209 S.
- USACE (1987): Beneficial Uses of Dredged Material. Engineer Manual EM 1110-2-5026. - U.S. Army Corps of Engineers. Washington, D.C. 20314-1000.
- WASTRA PLAN/ UMWELTPLAN (2003): Weiterführende Untersuchungen sowie ökologisch-wirtschaftliche Betrachtungen einschließlich Kostenvergleichsrechnungen für die Verwendung der nährstoffreichen Sedimente der Darß-Zingster-Bodden. - Studie im Auftrag des LUNG M-V, 31 S.

Korrespondenzautor:

Dr.-Ing. Toralf Quandt
 WASTRA-PLAN Ingenieurgesellschaft mbH
 Oll-Päsel-Weg 1
 18069 Rostock

Email: t.quandt@wastra-plan.de