



Fakta 2015:13

Stranderosion. Foto: AquaBiota.

Hydromorfologisk modellering av risk för båtinducerad stranderosion i Stockholms skärgård

Under 2014 fick AquaBiota uppdraget från Länsstyrelsen i Stockholm att klassa länets 130 kustvattenförekomster med avseende på parametern ”vågeregim” som ingår i kvalitetsfaktorn ”hydrografiska villkor”.

AquaBiota har utvecklat två modeller för beräkning av vågeregim och dess avvikelser från referensförhållandena (svall- och avsänkningseffekter). Man har verifierat modellernas tillförlitlighet via fältinventeringar av skador på stranden och vassruggar.

Resultaten ger en första indikation på omfattningen av potentiellt påverkade strandlinjer och utgör ett första försök att klassa hydromorfologi i länets kustvatten enligt vattendirektivet.

Publiceringsdatum
2015-04-21

Kontaktpersoner
Sonja Råberg
Avdelningen för miljö
Telefon: 010-223 10 00
sonja.raberg@lansstyrelsen.se

Förord

Enligt EU:s vattendirektiv (2000/60/EG) ska bedömningarna av ekologisk status hos förekomster av ytvatten (inklusive kustvatten) vila på tre olika kvalitetsfaktorer; biologiska, fysikaliska-kemiska och hydromorfologiska.

De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna är uppdelade i tre områden: Konnektivitet, hydrografiska villkor och morfologiskt tillstånd. Fysiska förändringar avseende dessa områden kan leda till ändrade livsbetingelser för såväl vattenlevande som landlevande organismer i eller i närheten av vattenförekomster.

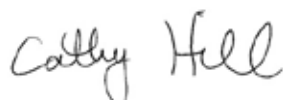
För kustvatten har man tidigare inte kunnat klassa de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna, eftersom det saknades metoder för att bedöma de ingående parametrarna. Under 2014 utförde Länsstyrelsen i Gävleborg, tillsammans med Folkuniversitet, en analys av kustvatten med hjälp av GIS (Geografiska Informationssystem) som ett första steg att klassa en av tre ingående parametrar i kvalitetsfaktorn ”morfologiskt tillstånd”.

Denna rapport presenterar Sveriges andra försök till klassning av hydromorfologi i kustvatten. Under 2014 fick AquaBiota uppdraget från Länsstyrelsen i Stockholm att klassa länets 130 kustvattenförekomster med avseende på parametern ”vågeregim” som ingår i kvalitetsfaktorn ”hydrografiska villkor”. AquaBiota har utvecklat två modeller för beräkning av vågeregim och dess avvikelser från referensförhållandena (svall- och avsänkningseffekter). Man har verifierat modellernas tillförlitlighet via fältinventeringar av skador på stranden och vassruggar.

Totalt erhöles svall- och avsänkingsvärden i 83 av Stockholms läns 130 kustvattenförekomsterna. Bedömningen av dessa 83 visade att 38 hade hög eller god hydromorfologisk status, 22 hade måttlig status, 20 hade otillfredsställande status och 3 hade dålig status. AquaBiota har tagit fram kartor som visar omfattningen av potentiell påverkan från erosion orsakad av båtar och fartyg, och vilka strandlinjer som är utsatta.

Resultaten ger en första indikation på omfattningen av potentiellt påverkade strandlinjer och utgör ett första försök att klassa hydromorfologi i länets kustvatten enligt vattendirektivet.

Stockholm april 2015



Cathy Hill

Enhetschef Miljöanalysenheten

Innehållsförteckning

Förord	3
Innehållsförteckning.....	5
Sammanfattning.....	7
Inledning	7
Bakgrund	7
Syfte, angreppssätt och mål	9
Begränsningar	9
Material och metoder	9
AIS och farleder	9
Fältarbete.....	10
Modellutveckling.....	13
Svallmodell.....	14
Avsänkingsmodell.....	15
Naturlig vågexponering.....	17
Analyser.....	18
Resultat och Diskussion	19
Översikt	19
Verifiering av vågmodeller	20
Kalibrering till gemensam skala	21
Resultaterande kartor	22
Fortsatt arbete.....	28
Referenser	29
BILAGA 1	32
BILAGA 2	33

Sammanfattning

Metoder för beräkning av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer hos kustvattenförekomster har tidigare saknats. I denna rapport har två modeller för beräkning av vågregim och dess avvikelse från referensförhållanden utvecklats. Modellerna ger ett mått på potentiell risk för stranderosion utgående från svall- och avsänkningseffekter från kommersiell båttrafik. Modellernas tillförlitlighet verifierades via fältinventeringar av skador på stranden och vassruggar. Båda modellerna kunde framgångsrikt separera olika typer av skador.

Befintlig modell av naturlig vågexponering användes för att avgränsa de områden som utpekats som potentiellt känsliga för båtinducerad stranderosion.

De modellerade värdena för potentiellt erosionspåverkade stränder användes för bedömning av hydromorfologisk status. Av Stockholms läns 130 kustvattenförekomster bedömdes 38 vara av hög eller god status, 22 av måttlig, 20 av otillfredsställande och 3 av dålig status. Resultaten bör ses som en första indikation på omfattningen av potentiellt påverkad strandlinje. För en säkrare skattning krävs förbättrade, heltäckande, substratbedömningar av strandlinjen. Resultaten av projektet är utöver föreliggande rapport också GIS-filer som har levererats separat till ansvarig handläggare på myndigheten.

Inledning

Bakgrund

Enligt ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) ska bedömningar av ekologisk status hos ytvattenförekomster vila på biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Gällande kustvatten och vatten i övergångszon har det saknats metoder för att beskriva de hydrografiska villkoren som beskriver tillståndet i en ytvattenförekomst (HVMFS 2013:19). De hydrografiska villkoren, vilket motsvarar hydrologisk regim i sjöar och vattendrag, beskrivs av tidvattenmönster, dominerande strömmars riktning och styrka samt vågregim i relation till referensförhållandet (HVMFS 2013:19, Bilaga 3, Kap 9). För att kunna bedöma status för kustvattenförekomster krävs således möjligheten att dels beskriva vilken vågregim, d.v.s. vågors riktning, våglängd, våghöjd och exponering, som gäller under referensförhållanden samt dels hur, och i vilken omfattning, en vågregim väsentligt avviker från referensförhållandet på grund av mänsklig verksamhet.

Stockholms skärgård har kraftigt förändrats sedan mitten av 1900-talet. Sedan 60-talet har andelen strand utan bryggor minskat från 80 % till mindre

än 60 % år 2005, och exploateringstakten är accelererande (Sundblad & Bergström 2014). Även om passagerarbåtstrafiken har varit omfattande sedan förra seklets första hälft har storleken på fartygen ständigt ökat (Collinder 1954 c.f. Granath 1992). Utöver småbåtstrafik och mellanstora passagerarbåtar är idag även de så kallade finlandsfärjorna ett vanligt inslag i skärgården. Problem med stranderosion uppmärksammades sedan färjetrafiken mellan Finland och Sverige kraftigt ökade under 1980-talet (Granath 2004, Lindfors 2010). Omfattande inventeringar och karteringar av farledsstränders beskaffenhet och skador har tidigare genomförts av Lars Granath (Granath 1992, 2004, 2007, 2013). Erosionen av stränderna har varierat över tid. Jämfört med inventeringar från 1990 visade uppföljande studier år 2000 att erosionen i många fall avstannat, troligen som en effekt av att en fartreglering infördes 1994, för att återigen öka i omfattning 2013 (Granath 2004, 2013). Troligen har ökningen flera orsaker. Dels har storleken på fartyg ökat och dels tog Waxholmsbolaget en helt ny skärgårdsflotta i bruk under 1990-talet, bestående av fem stycken lättmetallbåtar, de så kallade V-båtarna. Sedan dess har ytterligare en generation skärgårdsbåtar tagits i bruk, bestående av fem isgående fartyg. Problem med kraftig erosion är framförallt koncentrerad till vissa känsliga passager, inte minst mellan Nykvarnsholmen och Staboudd (Boström 2012), men omfattande erosion har också noterats i mellanskärgården i anslutning till skärgårdstrafiken (Lindfors 2010).

Vågor och andra vattenrörelser associerade med fartyg är ett välstuderat fält och det finns ett flertal matematiska modeller rörande vågteori och hydrodynamiska fenomen (t.ex. Nam m.fl. 2009, Nanson m.fl. 2006). Effekter av fartygstrafik inkluderar artificiell uppvällning via ökat utbyte av botten- och ytvatten, ökad grumling samt sedimentpåverkan (Lindholm m.fl. 2001). Eroderande effekter på stranden är väldokumenterade i Stockholms skärgård (t.ex. Daleke m.fl. 1989, Granath 2004, 2007, Lindfors 2010, Granath 2013), och passagerarfärjor påverkar både vegetationens och det juvenila fisksamhällets sammansättning på ett i många fall oönskat sätt (Eriksson m.fl. 2004, Sandström m.fl. 2005, Sundblad & Bergström 2014). Trots belagda effekter är en svårighet i sammanhanget möjligheten att applicera de visserligen omfattande teoretiska beräkningarna gällande vågformationer till praktiska karterande verktyg. Detta beror till stor del på att de underliggande matematiska modellerna är framtagna under speciella förenklade förhållanden som inte återspeglar verkliga situationer. Givet vissa förenklingar borde det ändå vara fullt möjligt att utveckla verktyg som balanserar relevant teori med praktiska begränsningar för att kvantifiera och kartera potentiella effekter av fartygstrafik på ett kostnadseffektivt sätt (t.ex. Numi 2012). Sådana metoder skulle ha stor betydelse, inte bara för bedömning av ekologisk status, utan även för rumslig planering och andra nationella åtaganden.

Syfte, angreppssätt och mål

Syftet med föreliggande projektrapport har varit att utveckla verktyg och metoder för bedömning av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer i kustvatten och vatten i övergångszon i Stockholms län.

Projektet har haft ett flertal målsättningar. I ett första skede har två metoder för kvantitativ rumslig skattning av relativ vågenergi på länsnivå utvecklats. Den ena modellen har fokuserat på ytgående svallvågor medan den andra modellen har simulerat avsänkningseffekten som uppstår då fartyg pressar undan vattnet framför sig, och som sedan återvänder i samband med passage. Verifiering av modellerna har skett genom jämförelse med en fältinventering av skador på strandbrinken och i förekommande fall vassbälten. Även fältmätningar av vågenergi har nyttjats. Målet var att kalibrera modellerna till en gemensam skala, vilket dessvärre var svårt att genomföra. Däremot har befintlig modell för naturlig vågexponering nyttjats i jämförelsen av dominerande effekter på strandlinjen. Utgående från detta har målsättningen varit att skapa heltäckande GIS-skikt som täcker Stockholms län och som visualiserar den beräknade risken för erosion från naturliga faktorer, båt- och fartygsinducerade krafter samt dessa totalt.

Begränsningar

Projektet har inte haft möjlighet att fullständigt kartera substrat och jordartssammansättning längs länets kustlinjer. Framtagna modeller och resultat ger således ett mått på potentiell erosionsrisk, vilket sedermera påverkas av platsspecifika befintliga förutsättningar. Tidigare studier i ämnet har nyttjat jordartskartor, men då dessa inte är gjorda i tillräckligt hög upplösning har vi i detta projekt exkluderat deras användande.

Inte heller fritidbåtstrafik har inkluderats i denna studie, främst för att deras omfattning kan anses vara begränsad (Granath 2004) samt att dess omfattning är svår att kartera då majoriteten av fritidsbåtarna saknar AIS-utsändningar.

Erosionsskador är inte konstanta utan förändras över tid beroende på mängden energi som tillförs stranden. Föreliggande projekt har fokuserat på den rumsliga utbredningen av skador snarare än den temporala. Bedömningen av skada var i vissa fall svår att göra, framförallt i Furusundsområdet, då det kunde röra sig om en tidigare skada som nu återigen är på väg mot ett jämviktsläge. Försök med att utesluta svårkategoriserade stationer påverkade dock inte det huvudsakliga resultatet.

Material och metoder

AIS och farleder

För att kartlägga de vanligaste farlederna i skärgården beställdes AIS-data (Automatic Identification System) från Sjöfartsverket. AIS är ett transpondersystem som följer fartygens position kontinuerligt. Beroende på

hastighet och manöver sänds information ut med 2-10 sekunders intervall. En mängd information ingår i utsändningen, utöver identitet anges fartygets storlek, hastighet, bäring, djupgående m.m. Ett landbaserat nät av AIS-basstationer gör att Sjöfartsverket kan logga alla trafikrörelser och specifika uttag ur databasen kan göras i efterhand. För detta projekt hämtades alla AIS-sändningar för fartygskategorierna odefinierad, N/A, HSC, passagerare samt annan¹, inom Stockholms län under perioden 8-14 juli 2013. Detta motsvarar högsäsongen för turfärjorna vilket bedömdes relevant för att representera farlederna i skärgården. Totalt noterades 261 individuella fartyg i AIS-urvalet. Av dessa var 75 relevanta, det vill säga används i passagerartrafik och har trafikerat skärgården. Det punktbaseade AIS-datat gjordes om till separata linjer per båt och utgjorde därefter dragningen av farleder.

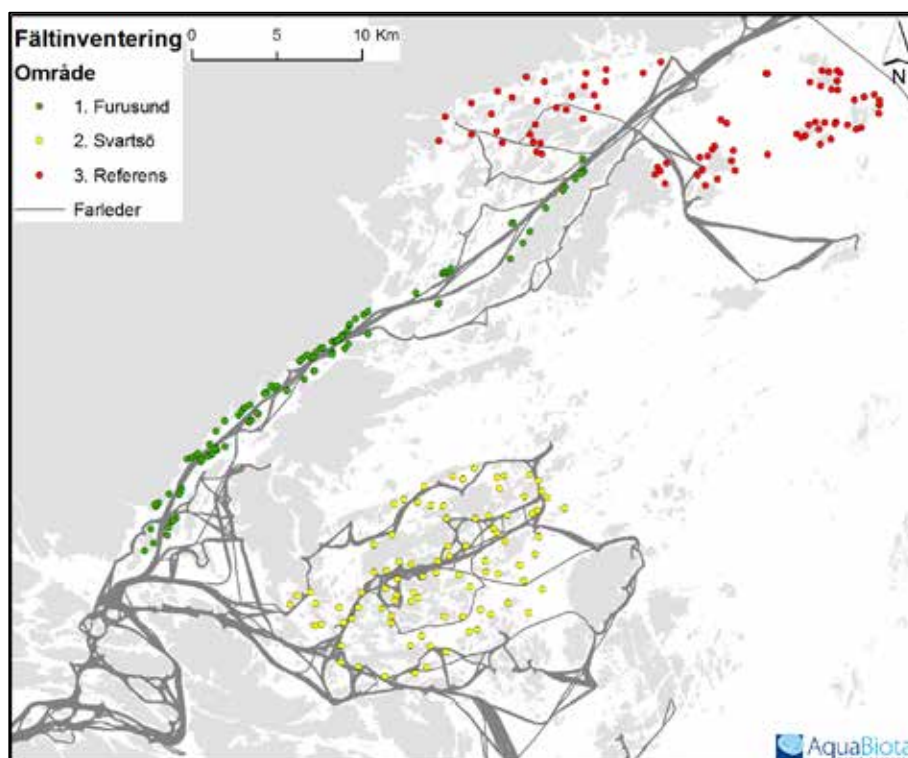
För området kring Himmerfjärden saknades det under den valda tidsperioden trafik med AIS, varför farledens dragning i det området har baserats på sjökort. Hastighetsbegränsningar för området lades manuellt till i enlighet med Länsstyrelsen i Stockholms beslut (beteckning 2589-5840-2012).

Fältarbete

Syftet med fältarbetet var att samla in material för verifiering av vågmodellerna, det vill säga att modellerna med framgång kan separera ingen, liten respektive stor skada (Granath 2004), samt att möjliggöra en kalibrering av vågmodellerna till en jämförbar skala.

För att kunna relatera de olika modellerade måtten på vågenergi behövdes data från erosionsgradienter där en av de potentiella erosionskällorna dominerar i taget. Samtidigt är det av intresse att återbesöka stationer från tidigare inventeringar gjorda 1990 och 2000 (Granath 2004), samt från stationer som nyligen återbesökts (Lindfors 2010). Tre områden provtogs således, 1) farled trafikerad av båtar som primärt verkar via avsänkningseffekter, 2) farled som primärt trafikeras av båtar med mindre avsänkning men stora svallvågor, samt 3) referensstationer utanför farled, från låg till hög naturlig vågverkan (Fig. 1). Område 1 har besökts av Granath (2004, 2007), område 2 av Lindfors (2010) medan område 3 har utgjort referensområde. Initialt slumpades 120 stationer ut per område, med målsättningen att besöka minst 100. Det slutliga antalet stationer som i praktiken besöktes i fält avvek marginellt från det utslumpade antalet (Tabell 1). Fältarbetet genomfördes den 22-25 april 2014 i område 1, i den 19-21 maj i område 2, och den 25 april-2 maj i område 3.

¹ Fartygskategorier valdes i samråd med Sjöfartsverket för att tillse att alla potentiellt intressanta turfärjor inkluderades. N/A = ingen fartygskategori specificerad. HSC = high speed craft.



Figur 1. Fältinventerade stationer uppdelat på tre områden, främst påverkade av avsänkningseffekter (område 1), svallvågor (område 2) samt ett referensområde med låg till hög naturlig vågexponering (område 3), samt farleder utgående från AIS-data.

Fältdesign – val av stationer

Totalt återfann Granath (2004) skador (lätt, svår eller skador på vass) på totalt 585 stationer av 252 mil inventerad strandlinje längs med Furusundsleden (inom 500m från farled). Inom detta projekt fanns inte medel för fullständigt återbesök av dessa stationer, varför ett slumpmässigt stationsurval inom Furusundsleden prioriterades (Område 1, Fig. 1). Även om detta område trafikeras av flertalet typer av fartyg har vi ansett det främst vara påverkat av avsänkningseffekter (Granath 2013). Stationerna i Granath (2004) hade noterats med skada antingen 1990 eller 2000, och fördelningen mellan år och typer av skada i det slumpmässiga urvalet inför fältinsatsen (n=120) motsvarade fördelningarna i det fulla materialet (n=585).

Ett område primärt påverkat av svallvågor (snarare än avsänkningseffekter), inventerades nyligen av Lindfors (2010), där en fullständig kartering av hela stranden genomfördes. Då föreliggande arbete bygger på stickprovsdesign fördelades i stället stationer längs med stränderna genom ett slumpmässigt urval (Område 2, Fig. 1).

Ett lika stort antal referensstationer, med låg intensitet i båttrafik, har slumpmässigt placerats i en naturlig gradient av vågverkan (Område 3, Fig. 1). Notera att det i referensområdet fanns en farled som missades vid

Tabell 1. Antal stationer besökta i fält fördelade på område och bedömning av skada totalt respektive antal stationer där vass förekom. Bedömning av lätt respektive svår skada beskrivs i texten. Obestämbara stationer innefattar lokaler där en bedömning inte var möjlig, exempelvis klipphällar. För utveckling av svallmodellen användes Svartsö- och Referensområdet och för avsänkingsmodellen användes Furusund- och Referensområdet.

Skadekategori / Delområde	Totalt			Vass			Totalsumma
	Furusund	Svartsö	Referens	Furusund	Svartsö	Referens	
Ingen skada	3	31	46	0	11	16	80
Lätt skada	15	21	9	1	5	1	45
Svår skada	76	6	0	30	1	0	82
Obestämbar	13	30	25				68
Summa	107	88	80	31	17	17	275

slumpningen av stationer, vilket förklarar varför lätta skador noterades även i referensområdet (Tabell 1).

Bedömning av erosionsskador

Bedömning av påverkad strand har följt tidigare inventeringar av Granath (t.ex. 2004). Vid varje station bedömdes ingen, lätt och svår skada på brinken där lätt skada motsvarar låg erosionsaktivitet och svår skada en hög erosionsaktivitet. Gränsen för lätt och svår skada definierades som mindre eller större än 50 cm hög erosionsbrink. Lätt skadade stationer innebär en pågående materialsortering och, där tillämpligt, frispolade trädrötter. Svårt skadade stationer har en mer vertikal brink och saknar helt vegetation nedanför brinken. Vidare noterades skador på bestånd av vass. Vassbälten som utsätts för erosion blir flikiga med tuvor av vass som med tiden kan eroderas bort fullständigt.

Eftersom det lätt uppstår skillnader mellan personer vid subjektiva bedömningar har följande åtgärder vidtagits. All fältpersonal gick i förväg igenom tidigare rapporter med tillhörande bilder i syfte att samordna bedömningarna. En person var genomgående med vid alla inventeringar. Alla stationer har fotograferats och säkerheten i bedömningen av lätt, respektive svår skada har delats in i en tre-gradig skala. Bildmaterialet från alla stationer följdes även upp på kontoret för att ytterligare minska skillnader i bedömningen.

Utöver den visuella bedömningen av skada användes dynamometrar för att få ett relativt mått på energin i vattenrörelserna. Mätinstrumenten bestod av en vertikal aluminiumstång, som vid mjukbotten trycktes/hamrades ner i sedimenten och vid hårbotten var fästa i en förankringstyngd på 0.6 m djup. Efter förankring i sedimenten trädde ett pvc-rör över den vertikala aluminiumstången ner till 0.5 m från botten och 0.1 m från vattenytan. (Fig. 2).

På pvc-rören var dynamometrar med en flytkula i form av en innebandyboll fästa. Dynamometrarna mätte krafter upp till 4.8 N med 1 decimalers noggrannhet.

Mätinstrumenten lades i vid besiktningen och hämtades upp vid ett senare tillfälle. I de flesta fallen lades ett antal mätare ut längs med en längre sträcka och samlades sedan in igen innan dagen var slut. I vissa fall låg mätaren kvar över natten. Den genomsnittliga tiden som en mätare låg i vattnet var 6 timmar och 10 min (minst = 2:13, max = 18:15, sd = 5:03, n = 166). Om en båt passerade utlagda mätare noterades båtens riktning, tid och namn, varpå mätaren avlästes och togs upp. Vid totalt 15 stationer identifierades det passerande fartyget.



Figur 2. Isättning av dynamometer för mätning av vågenergi i anslutning till en station bedömd till svårt skadad i område 2, kring Svartsö.

Modellutveckling

För att heltäckande kartera potentiell påverkan av fartygstrafik på stranden bedömdes två olika typer av modeller behövas. En modell som primärt omfattar större fartygstyper, liknande Finlandsbåtarna, vilkas påverkan främst uppstår genom vattenförflyttning. Vattenförflyttningen uppkommer på grund av displacementförflyttningar och avsänkning, vilket ger upphov till så kallade Bernoullivågor (Granath 2007). Ur stranderosionssynpunkt är den maximalt uppträdande strömhastigheten av störst intresse (Daleke m.fl. 1989). Därutöver behövdes en modell som primärt omfattar passagerarfärjor vilkas påverkan främst består av svallvågor. Svallvågor är de ytvågor som genereras av alla typer av båtar, och kan delas in i transversella och divergerande. Transversella vågor uppträder som en dyning efter fartyget och svallar således generellt inte in över stranden (Granath 2007). Divergerande svallvågor, också kallat Kelvinvågor, är de vågor man generellt ser slå in över stranden.

Svallmodell

Svallmodellen utgår från stranden och beräknar öppenhet och avstånd till farled, samt tar även hänsyn till eventuella grundområden mellan strand och farled vilka har en minskande effekt (Thomas 1986). Slutligen viktas värdet efter olika fartygstyper baserat på energin i vågorna.

Modellen har körts utgående från fältstationerna samt från punkter som placerats med 25 meters intervall längs med strandlinjen definierad enligt sjökort. Från varje punkt strålas linjer ut med 4 graders intervall, totalt 90 linjer/punkt. Linjer utan kontakt med farled och linjer som hamnar på land klipps bort. Linjerna klipps längs med farleden och varje punkts totala avstånd till farleden (summan av längden från alla linjer med samma ursprungspunkt) samt totala längden på 0-3 meters djup (summan av alla segment på 0-3 meters djup) beräknas. Genom att subtrahera längden över grundområden från totala längden beräknas längden över djupare områden.

Information om antalet linjer från punkt till farled (n_{linjer}), totala längden över djupområden ($längd_{djup}$) samt totala längden över grundområden ($längd_{grund}$) används sedan för beräkning av ett svallindex (SI) per punkt, enligt följande formel;

$$SI = \frac{n_{linjer}}{\left(\frac{(längd_{grund} * 10) + längd_{djup}}{n_{linjer}} \right)} * Fartygstyp$$

Där SI är det resulterande svallindexet. SI ökar då antalet linjer som har kontakt med farleden ökar och minskar då den genomsnittliga längden per linje ökar. Eftersom vi vill att indexet ska ta hänsyn till en bromsande effekt av grundområden viktas längden över grunda områden 10 gånger mer än längden över djupa områden vid beräkning av den genomsnittliga längden (per punkt).

Vikten som läggs vid grundområden har en mindre betydelse än öppenheten (antalet linjer) och det totala avståndet mellan punkten och farleden men kan bidra till att bättre separera vissa strandsträckor. En faktor 10 för grundområden baserades på Thomas (1986), som viktade den bromsande effekten av grundområden tio gånger högre vid strandlinjen jämfört med områden längre bort.

Bottens bromsande effekt på vågen, via friktionskrafter, är omvänt proportionellt mot djupet. Generellt minskar vågens storlek då djupet är halva våglängden (t.ex. Thomas 1986). Det kritiska djupet som här använts, 3 m, baseras på mätningar av våglängder hos de så kallade V-båtarna (Granath 2004). Den genomsnittliga våglängden har blivit uppmätt till cirka 8 meter, vilket indikerar att det vid 4 m djup uppstår en bromsande friktionseffekt mot botten. Sjukortets 3 meterskurva, som är tilltagen med marginal, har därför använts för att begränsa det kritiska djupet. Förhållandet mellan det resulterande modellvärdet och avståndet mellan strand och farled

är genom ekvationens uppställning ett icke-linjärt avtagande i likhet med faktiska mätningar av svallvågors avtagande kraft (Fig. 3 i Granath 1992). Sammanfattningsvis kan svallindexet (SI) således anses ge ett relativt mått på svallvågors potentiella kraft på en strandpunkt med avseende på öppenhet, avstånd till farled samt eventuella grundområden däremellan.

Fartygstyp är ett sätt att beakta vilken typ av fartyg som trafikerar farleden utanför en punkt och kan därigenom användas för att vikta SI. Om flera fartygstyper trafikerar sträckan används typen med högst relativ energi. Viktningen på fartygstyp baserades på en indelning från Waxholmsbolaget i isgående och snabbgående fartyg relativt övrig passagertrafik, oftast med mindre fartyg. Viktningen utgick från medelvärden av djupgående, längd, bredd och hastighet för noterade fartyg enligt AIS-data och hemsidan marinetraffic.com, vilket resulterade i att isgående fartyg beräknades ha tre gånger större relativt energiinnehåll och snabbgående fartyg 3.5 gånger större relativt energiinnehåll än övriga passagerfartyg. Detta värde motsvarar ganska väl empiriska mätningar då vågenergi (mätt som våghöjd² x våglängd), har visats vara 3-4 gånger större hos Cinderella och V-båtar än övriga passagerarfartyg (Granath 2004). Stationer längs med stränder där isgående och/eller snabbgående fartyg passerar viktades således upp med dessa värden. För stationer där både isgående och snabbgående passerar användes det högsta värdet.

Avsänkingsmodell

Avsänkingsmodellen utgår från farleden och beräknar den rumsliga spridningen av vattenytetförändringen som uppstår p.g.a. fartygens framfart. När vattnet trängs undan av fartyget skapas ett högre tryck, och därmed en höjning av vattenytan, framför fartyget. Skillnaden i tryck- och vattennivå kring fartyget ger upphov till ett vågsystem (s.k. Bernoullivågor) som rör sig sidledes ut från båten/farleden och som skapar en avsänkningseffekt (ibland kallat för sug) i samband av varje båtpassage. Särskilt märkbar blir effekten naturligtvis i trånga eller grunda passager.

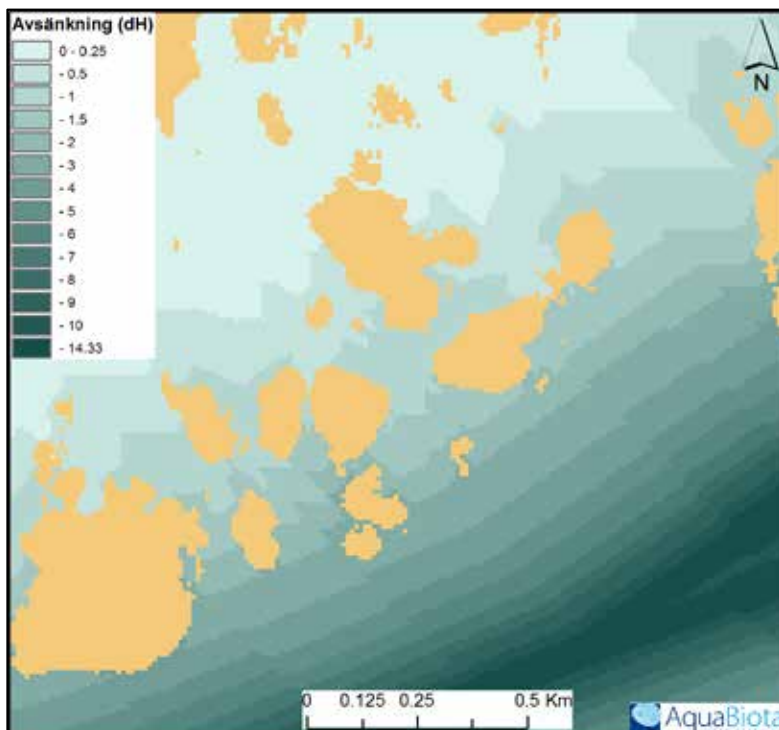
Metoden som här använts för att uppskatta påverkan genom avsänkning är kartografisk och utformad specifikt för att vara tillämpbar över stora områden, såsom vattenområden av länsstorlek. Detta innebär att en rad förenklingar måste göras i det komplexa samspelet mellan alla bidragande faktorer.

Vi valde att uppskatta avsänkningseffekten utifrån en vattenståndshöjning (tryckhöjning) enligt studien av Daleke m.fl. (1989), som estimerade höjden vid fartygets stäv som proportionellt mot kvadraten av fartygets hastighet. Daleke utvecklade sedan sin tryckhöjdsformel m.h.a. Bernoullis teorem till ett uttryck för vattenytans sänkning i en idealiserad (friktionsfri) kanal med rektangulärt tvärsnitt. Vi anammar detta angreppssätt men stannar vid uttrycket för vattenståndshöjningen framför fartyget och använder detta som utgångsvärdet längs med farleden:

$$H_{max_{fartygstyp}} = \frac{V^2}{2 \cdot g} * \frac{(L \cdot B \cdot T)_{fartygstyp}}{(L \cdot B \cdot T)_{referens}}$$

där V är fartygshastigheten, g tyngdaccelerationen, B fartygsbredden, L fartyglängden och T fartygets djupgående. Kvoten $V^2/2 \cdot g$ är hämtad från Daleke m.fl. (1989) som ett uttryck för den maximala vattenståndshöjningen i farleden under en fartygspassage. I formeln ingår även en viktning på fartygstyp, baserad på den undanträngda vattenvolymen $L \cdot B \cdot T$.

Utgångspunkten för beräkningarna är ett länstäckande grid med pixelrutor om 10 m x 10 m. Vattenpixlarna i detta grid har värdet noll, med undantag för pixlarna utmed farleden, som ansatts med värden beräknade enligt formeln ovan. Värdet från mitten på farleden sprids sedan iterativt, pixel för pixel, tills effekten inte längre är märkbar. Höjdsignalen (utgångsvärdet) avtar i båda riktningar ut från farleden med 5 % per pixelruta (dvs. värdet i varje ny och tom pixel sätts som 0.95 x medelvärdet av redan fyllda grannpixelar), så länge någon av dessa inte angränsar till land. Värdet på avklingningsfaktorn är valt bland flera testade värden för att bäst stämma överens med mätningar i fält, och för att bäst illustrera skillnaden mellan de tre skadeklasserna (ingen, lätt resp. svår skada). Invid land (dvs. minst en grannpixel är land) består istället höjdsignalen till 99 % av grannpixelarnas medelvärde, i syfte att simulera signalens spridning runt t.ex. uddar och öar (Fig. 3).



Figur 3. Detaljbild av spridningen av höjdsignalen (dH) från farleden. Notera hur avsänkningseffekten böjer sig längs med stranden runt öar och uddar.

Våra beräkningar gjordes för de tre fartygstyperna: 1. Gods- och transportfartyg, 2. Passagerarfartyg av typen ”typiska finlandsbåtar”, och 3. Kryssningsfartyg av stor modell (Tabell 2). Grupperingen gjordes m.h.a. fartygsmåtten längd, bredd och djupgående (L , B , och T), sammanställda från AIS-data och marinetraffic.com för alla förekommande fartyg under uttagsperioden. Påverkan beräknades med godstrafiken (typ 1) som referenstyp (jämför formeln ovan).

För varje fartygstyp användes en egen farled baserad på AIS-data. Med var och en av dessa farleder skapades tre separata beräkningsgriddar med utgångsvärden för H_{max} för varje pixel längs med respektive farled. Hastigheten, V , varierade från pixel till pixel och beräknades utifrån AIS-data som medelhastigheten för respektive fartygstyp, sammanställd för var 10:e meter av farleden. Höjdsignalens spridning simulerades sedan för varje fartygstyp. Utifrån de tre resultatgriddar skapades slutligen en komposit för den vidare analysen, med maxvärdet av höjdsignalen (påverkan) i varje pixel.

Tabell 2. Värden som ligger till grund för uppdelningen av båttrafiken i de tre fartygstyperna ”Gods och transport”, ”Finlandsbåtar”, samt ”Kryssning” och volymviktningen i våra beräkningar. Informationen är hämtad ur AIS-data för studien och kompletterande med uppgifter från marinetraffic.com. Dimensionsvärdena L , B , T avser medelvärden för alla förekommande fartyg under perioden, och användes för volymviktning relativt fartygstyp 1.

Fartygstyp	Antal båtar	Längd (m)	Bredd (m)	Djupgående (m)	$L \times B \times T$ (m^3)	Volymviktning
1. ”Gods och transport”	9	177	26	6.4	30000	1.00
2. ”Finlandsbåtar”	30	198	29	6.7	40000	1.33
3. ”Kryssning”	6	278	34	8.2	78000	2.60

Naturlig vågexponering

Naturlig vågexponering kan beräknas med ett flertal metoder av varierande komplexitet. De mest basala metoderna bygger på enkla kartografiska samband medan de mest avancerade numeriska modellerna inbegriper ett flertal fysiska processer och interaktioner (t.ex. Sundblad m.fl. 2014). Till denna studie har vi använt en vind och stryklängdsbaserad modell kallad ’simplified wave model’ (SWM, Isæus 2004). Utöver vind och stryklängd inkluderar SWM diffraktion, det vill säga att vågor ”böjer” sig runt öar. Metoden är välanvänd och har framgångsrikt använts för att beskriva utbredningen av en rad arter och habitat i Skandinavien (t.ex. Westerbom & Jattu 2006, Bekkby & Isæus, 2008, Bekkby m.fl. 2008, 2009, Florin m.fl. 2009, Sundblad m.fl. 2009, Snickars m.fl. 2010, Sundblad m.fl. 2011, Bergström m.fl. 2013, Sundblad m.fl. 2014).

SWM körs i en hierarkisk ordning med ökande upplösning och resulterar i en grid-fil med 25 meters upplösning. Indata till modellen består av land/hav-griddar samt relevant vindinformation, ofta över en period av 5-10

år. För varje av 16 kompassriktningar beräknas stryklängden iterativt över alla celler och tar samtidigt diffraktion i beaktning. Slutligen beräknas ett medelvärde av alla riktningar, viktad efter vindförhållanden (se t.ex. Wijkmark & Isaeus 2010 för detaljer).

Analys

Verifiering av vågmodeller

Svall- och avsänkingsmodellen verifierades genom att undersöka hur modellvärdena fördelades på inventerade skador av stranden, separat för brink och vass. En fungerande modell förväntades resultera i högre värden vid svår skada, intermediära värden vid liten skada och låga värden där ingen skada noterats. Stationer där en bedömning inte kunnat göras uteslöts ur analysen, exempelvis där stranden bestod av håll för skador på brinken och stationer utan vass när skador på vass undersöktes. För verifiering av svallmodellen användes endast stationer från Svartsö- och referensområdet för att inte förväxla eventuell påverkan med avsänkningseffekter, och för verifiering av avsänkingsmodellen användes stationer från Furusunds- och referensområdet. Det bör dock noteras att av de 31 inventerade stationerna längs med Furusundsleden där vass förekom bedömdes ingen station utan skada, en (1) med lätt skada och resterade 30 till svår skada.

Skadekategorierna (ingen, lätt och svår skada) undersöktes med hjälp av en enfaktors anova med modellvärdena som responsvariabel. Då det var obalans i antal prover mellan skadenivåer visade visuell undersökning av residualerna enstaka ”outliers”. Exempelvis återfanns en svår skada på vass i en station som ej fått något SI-värde då stationen låg för långt ifrån farleden. Modeller utan dessa stationer visade dock samma resultat varför endast de fullständiga anovorna redovisas i det som följer.

Kalibrering till gemensam skala

Målsättningen var att få svall- och avsänkingsmodellen till en gemensam skala genom omräkning till kraft (N). Initialt undersöktes relationen mellan den uppmätta kraften och vågmodellernas beräkningar för alla stationer per modellområde (inkl. referens). Givet den korta mättiden var dock, enligt förväntan, det naturliga bruset för stort för en pålitlig skattning. Istället användes de stationer där båtpassager noterats eftersom det då rör sig om en direkt mätning av kraften i vattenrörelserna vid passage. Av de 15 stationer där passerande båt säkert kunde identifieras var sju passager av relevans för svallmodellen medan fem passager kunde nyttjas för avsänkingsmodellen. Tre stationer kunde inte nyttjas, två på grund av att dynamometrarna inte fungerat och den tredje på grund av att båten inte var relevant för potentiell avsänkingsinducerad stranderosion.

Klassificering av erosionsrisk

Svallmodellen resulterade i numeriska värden fördelade på punkter längs med stranden medan avsänkingsmodellen resulterade i värden som en

kontinuerlig rasteryta. För att klassificera områden där risken för erosion är hög behövdes ett brytvärde. Detta brytvärde beräknades genom analys av modellernas förmåga att klassificera i fält observerad skada (lätt och svår gemensamt) samt icke-skada på brinken. Brytvärdet valdes där modellen maximerade andelen rätt i båda fallen. Metoden för att välja brytvärdet motsvarar den som använts vid modellering av arters utbredning (Nyström Sandman m.fl. 2013, sid 14), och erhålls genom att iterativt undersöka hur andelen rätt skada och andelen rätt icke-skada förändras med varje tänkbart brytvärde. Beroende på behov kan man justera brytvärdet. Exempelvis kan brytvärdet sänkas, vilket skulle resultera i att större områden modelleras vara utsatt för erosionsrisk, och modellen kommer då att ha en högre andel rätt kategoriserade skador på bekostnad av andelen rätt kategoriserade icke-skador (eftersom flera sanna icke-skador då utpekas som utsatta för risk). Då vi valt brytvärdet där andelen rätt klassad skada och rätt andel icke-skada möts, viktas bådas dessa kategoriers betydelse lika.

Även för den naturliga vågexponeringen identifierades ett brytvärde. Utgående från fotografier av substrat och vegetationssammansättning längs strandlinjen delades stationerna i referensområdet (n=80, ej vass) in i en av fem substratklasser (1. beväxt (gräs, buskar, träd), 2. grus/sand, 3. sten/grovt grus, 4. block/stor sten, 5. håll/remspolad klippa). Substratet kunde inte klassificeras på nio stationer då lutningen på stranden var för brant eller hade modifierats så att naturliga förutsättningar inte längre var representerade.

Resultat och Diskussion

Översikt

Totalt noterades lätt eller svår erosionsskada på brinken i 46 % av de fältundersökta stationerna och på 59 % av stationerna med vass (Tabell 3). Fördelningen av observerade skador skiljde sig mellan områden. I referensområdet observerades inga svåra skador och det fåtal lättare skador som observerades låg alla intill den i slumpningen av fältstationer förbisedda farleden. I Furusundsområdet dominerade någon form av skada på brinken (85 % av stationerna) och all förekommande vass uppvisade skada (Tabell 1). Detta resultat var dock inte helt oväntat då stationsurvalet baserades på tidigare skadeobservationer. I Svartsöområdet, där valet av stationer helt baserats på slumpen, var 31 % av stationerna eroderade i brinken och 7 % uppvisade skadad vass. Nästan en tredjedel eroderad strandlinje är en dubbling jämfört med de 16 % som rapporterades av Lindfors (2010), som genomförde en heltäckande inventering av 51 mil strand med samma skadekategorier. Huruvida detta utgör en faktisk ökning eller beror på skillnader i metodik har dock inte gått att fastslå.

Tabell 3. Andel stationer med skada fördelade på område och bedömning av skada.

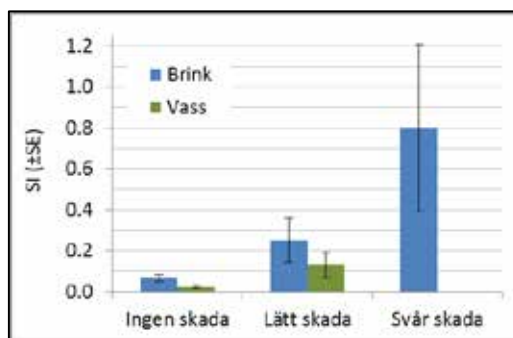
Skadekategori / Delområde	Brink				Vass			
	Furusund	Svartsö	Ref.	Summa	Furusund	Svartsö	Ref.	Summa
Ingen skada / Obestämbär	15%	69%	89%	54%	71%	93%	99%	86%
Lätt skada	14%	24%	11%	16%	1%	6%	1%	3%
Svår skada	71%	7%	0%	30%	28%	1%	0%	11%

Verifiering av vågmodeller

Svallmodell

Då det i referensområdet endast förekom en (1) station med svår skada på vassen uteslöts denna station från analyserna, vilket resulterade i totalt 113 stationer för analyser av effekter på brinken och 34 stationer för analyser av effekter på vass (Tabell 1).

Svallmodellens indexvärde (SI) förklarade skillnader i skadenivåer både på brinken och i vassruggar (Figur 4). Skillnader i skadenivå på brinken var statistiskt signifikant ($F_{(2,110)}=10.95$, $p=4.6e-05$), och Tukeys posthoc test visade att svår skada var skild från både lätt skada ($p=0.0061$) och från ingen skada ($p=7.0e-05$), samt uppvisade en tendens till att ingen skada var skild från lätt skada ($p=0.082$). Även lätta skador på vassen kunde förklaras av SI ($F_{(1,31)}=11.19$, $p=0.002$).



Figur 4. Svallmodellens indexvärden (SI) och standardfel per skadenivå för erosionsskador på brinken och i vassen. Svårt skadad vass förekom på endast 1 station, vilken är utesluten ur figuren.

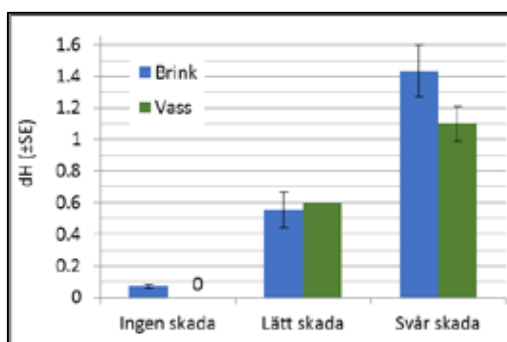
Avsänkingsmodell

Totalt användes 140 stationer från Furusunds- och referensområdet för analyser av skador på brinken (Tabell 1). De nio stationerna i referensområdet som uppvisade lätta skador uteslöts ur analysen då de låg utanför det modellerade påverkansområdet för större fartyg med avsänkningseffekter

(kryssningsfartyg, finlandsbåtar och godsåtar). För analyserna användes maxvärdet för påverkan av de tre båttyperna.

Avsänkingsmodellens värden förklarade skillnader i skadenivåer på brinken (Fig 5, $F_{(2, 137)}=89.88$, $p=2.2e-16$), och Tukeys posthoc test visade att svår skada var skild från både lätt skada ($p=0.0018$) och från ingen skada ($p=0.0e-05$), samt att ingen skada var skild från lätt skada ($p=0.0e-06$).

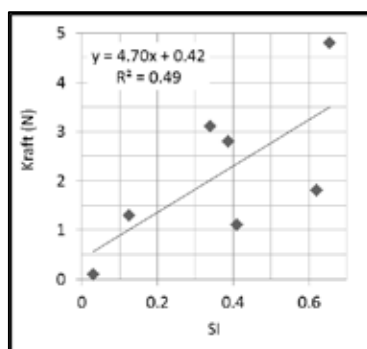
Gällande vass var statistiska tester inte möjliga att genomföra då endast två stationer klassats till lätt skada, vilket bedömdes för få för att beräkna SE. All vass bedömd till Ingen skada återfanns i referensområdet utanför det modellerade påverkansområdet (Fig 5).



Figur 5. Avsänkingsmodellens värden (dH) och standardfel (SE) per skadenivå för erosionsskador på brinken och i vassen. Endast två stationer med vass hade klassats till Lätt skada, vilket bedömdes för få för att beräkna SE. All vass bedömd till Ingen skada återfanns i referensområdet utanför det modellerade påverkansområdet.

Kalibrering till gemensam skala

Sambandet mellan svallmodellen (SI) och den uppmätta kraften (N) vid fartygspassage var inte statistiskt signifikant vid den traditionella $\alpha=0.05$ nivån men uppvisade en trend (Fig 6, $F_{(1, 5)}=4.80$, $p=0.080$). Gällande avsänkingsmodellen var det för få stationer med noterade passager av relevanta färjor för att göra en analys. Den initiala planen att kalibrera modellerna till en gemensam skala övergavs därmed.



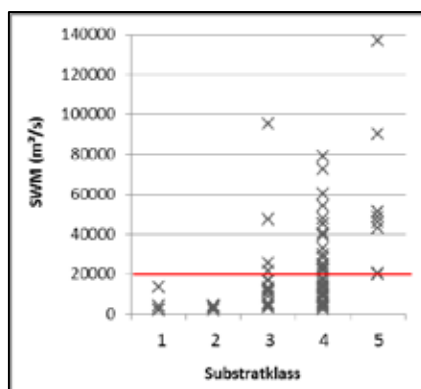
Figur 6. Kraften (N), mätt med dynamo vid fartygspassage, som en funktion av svallmodellens värden (SI).

Dessa resultat får dock ses som preliminära då vi bedömer det finnas goda möjligheter till vidareutveckling och finjustering av modellerna om fler direkta mätningar av vågenergi vid fartygspassage kan inhämtas. Framförallt avsnäkningsmodellen har goda möjligheter att appliceras på specifika fartyg och hastigheter, vilket i förlängningen skulle möjliggöra mer detaljerade analyser av befintliga och/eller tänkta farledsdragningar.

Resultterande kartor

Naturlig vågexponering

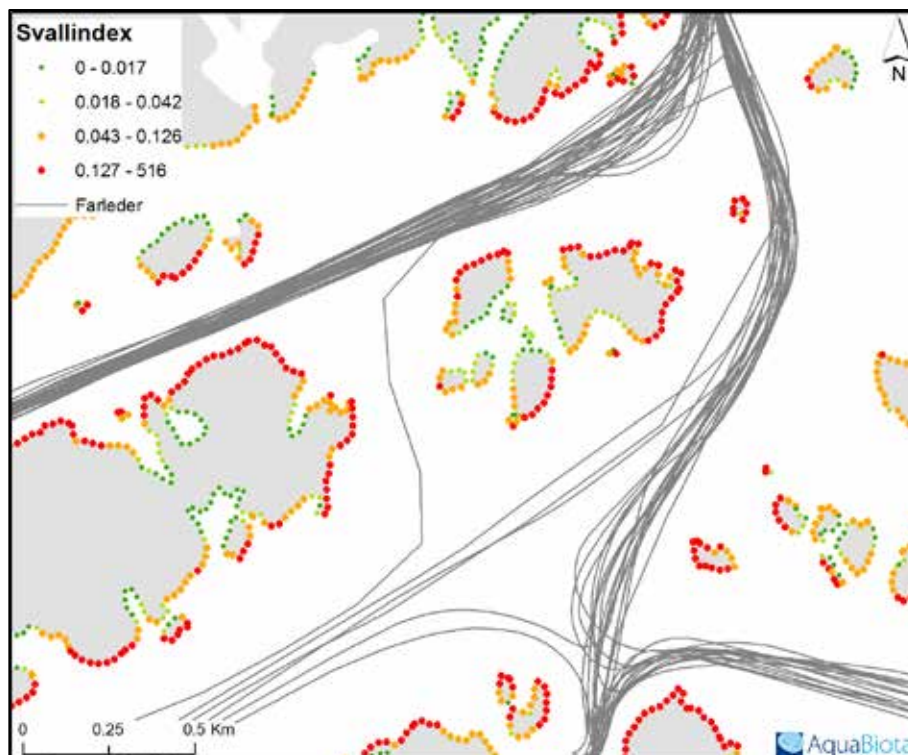
Genom att jämföra den naturliga vågexponeringen med substratklasserna i referensområdet kunde ett brytvärde för naturlig vågexponering identifieras. Över detta brytvärde kan risken för båtinducerad erosion anses vara relativt låg då naturlig vågverkan redan bearbetat materialet så att det mest lättroderade materialet redan är omsorterat, vilket minskar risken för båtinducerad erosion. Analysen visade att de finare substratklasserna 1 och 2 alla hade naturliga vågexponeringsvärden mindre än $20\,000\text{ m}^2\text{s}^{-1}$ medan alla stationer med den svåreroderade substratklassen 5 hade naturliga vågexponeringsvärden större än $20\,000\text{ m}^2\text{s}^{-1}$ (Fig. 7). Utgående från detta har vi kategoriserat strandpunkter under brytvärdet som hög risk och värden över brytvärdet som låg risk för båtinducerad erosion. Det bör noteras att stränder under brytvärdet ändå kan bestå av svåreroderat material som inte lätt påverkas av fartygseffekter, och att mer detaljerade jordartskartor för strandlinjen skulle ytterligare förfina riskbedömningen.



Figur 7. Naturlig vågexponering (SWM) per substratklass i referensområdet. Substratklasserna var 1 beväxt (gräs, buskar, träd), 2. grus/sand, 3. sten/grovt grus, 4. block/stor sten, 5. håll/remspolad klippa. Ett brytvärde för SWM identifierades till $20\,000\text{ m}^2\text{s}^{-1}$, över vilket risken för båtinducerad erosion kan anses relativt låg.

Svallmodell

Svallmodellen resulterade i ett kontinuerligt värde för punkter var 25e meter längs med strandlinjen. Generellt får stränder som ligger nära och utan hinder till farleden högre värden medan mer avlägsna stationer erhåller lägre värden (Fig. 8). Värden över brytvärdet för svallinducerad erosionsrisk (>0.042 SI) klassades sedermera om till hög respektive låg risk beroende på om den naturliga vågexponeringen var under eller över $20\ 000\ \text{m}^2\text{s}^{-1}$, enligt ovan. Hög risk för svallinducerad erosion är således de strandpunkter som har höga svallmodellvärden och låg naturlig vågexponering, medan låg risk för svallinducerad erosion är de strandpunkter som har höga svallmodellvärden och hög naturlig vågexponering.

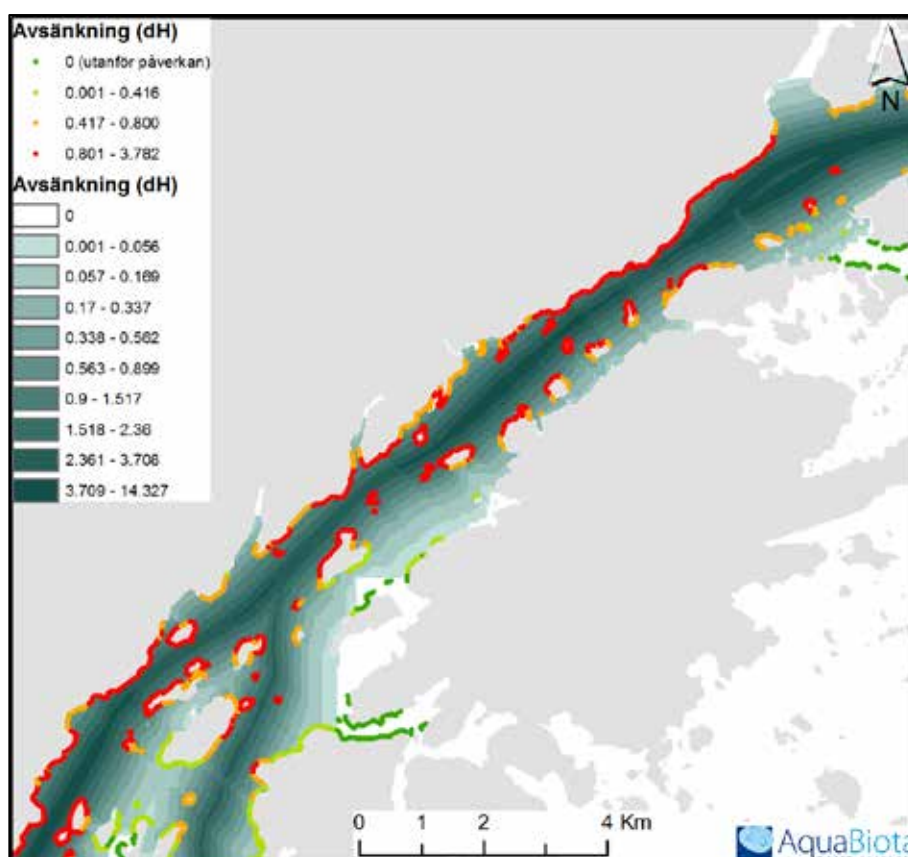


Figur 8. Exempel på resultat från svallmodellen. Svallmodellen resulterar i ett kontinuerligt värde som ökar med öppenhet och närhet till farleder. Större punkter i orange och röd färg var större än brytvärdet (0.042) och indikerar därmed områden som blivit bedömda att vara utsatta för potentiell erosionsrisk. Exemplet är från ett område med låg naturlig vågexponering ($<20\ 000\ \text{m}^2\text{s}^{-1}$).

Avsänkingsmodell

Avsänkingsmodellen resulterade i ett kontinuerligt rasterlager vars omfattning är beroende av fartygstyp och platsspecifik hastighet samt mängden öar och skär (Fig. 9). Vi har i denna rapport fokuserat på maxvärdet av tre undersökta fartygstyper. Resulterande avsänkingsvärden (dH) har utöver att presenteras som ett raster också hämtats upp till strandpunkterna för att ge jämförbara mått, som för svall, för all båtinducerad risk för erosion längs med stranden.

I likhet med svallmodellen klassades strandpunkter över brytvärdet (>0.416 dH) om till hög respektive låg risk beroende på om den naturliga vågexponeringen var under eller över $20\,000\text{ m}^2\text{s}^{-1}$.



Figur 9. Exempel på resultat från avsänkingsmodellen.

Avsänkingsmodellen resulterar i ett kontinuerligt raster som ökar med ingående fartygs displacement och hastighet. Rastervärdena har också hämtats upp till strandpunkterna för jämförelse med svallmodellen och beräkning av potentiellt påverkad strandlinjelängd per vattenförekomst. Punkter i orange och röd färg var större än brytvärdet (0.416) och visar därmed områden med potentiell erosionspåverkan medan gröna punkter är värden lägre än brytvärdet. Exemplet är från ett område med låg naturlig vågexponering ($<20\,000\text{ m}^2\text{s}^{-1}$).

Hydromorfologisk bedömning per vattenförekomst

För att möjliggöra preliminära bedömningar av statusen hos kustvattenförekomster med avseende på vågregim behövde modellernas värden avgränsas i olika klasser med avseende på erosionsrisk samt beakta den naturliga vågexponeringen. I bedömningen av status har endast strandpunkter med hög risk för fartygsinducerad erosion använts när det anges att hänsyn har tagits till naturlig vågexponering, och både hög och låg risk för fartygsinducerad erosion har använts då ingen hänsyn har tagits till naturlig vågexponering.

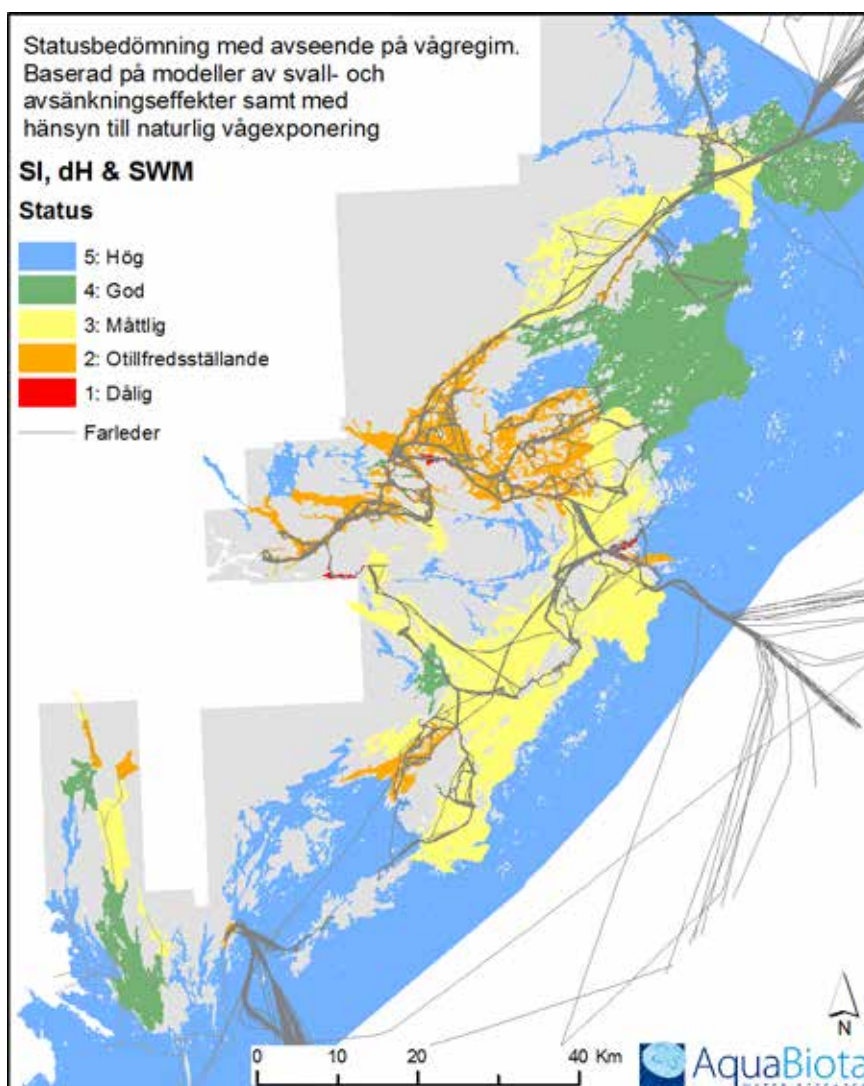
Genom att per vattenförekomst ta antalet strandpunkter med hög risk, respektive låg och hög risk tillsammans, och multiplicera det antalet med 25 (meter) erhöles längden på potentiellt eroderad strandlinje, för svall och avsänkning separat samt gemensamt. Klassgränserna för statusbedömningen erhöles genom att dela den potentiellt eroderade strandlängden med den totala strandlängden per vattenförekomst. Till underlag för statusbedömning av vågregim användes klassgränserna 5=0-5%, 4=5-15%, 3=15-35%, 2=35-75%, 1>75% (HVMFS 2013:19, tabell 9.3). Vågregim beräknades som av modellerna potentiellt riskutsatt strandlinjelängd genom total strandlinjelängd, per vattenförekomst, med och utan hänsyn till naturlig vågexponering.

Totalt erhöles svall- och avsänkningsvärden i 83 av 130 förekommande vattenförekomster. Svallinducerad risk för erosion var mer frekvent förekommande än potentiella avsänkningseffekter, vilket återspeglar den rumsliga omfattningen av respektive farledstyp. Med hänsyn till naturlig vågexponering bedömdes totalt 45 vattenförekomster vara av måttlig eller sämre status och tre vattenförekomster erhöles den sämsta statusklassen (dålig, Tabell 4). Dessa var belägna i Skurusundet, Lindalssundet och Eknösundet (Fig. 10). Stränderna i både Skurusundet och Lindalssundet är främst under risk att påverkas av fartygsinducerade svalleffekter då större fartyg med synbara avsänkningseffekter inte trafikerar dessa områden. Anledningen till den dåliga statusen står främst att finna i att det är relativt små, väl avgränsade områden där trafiken går nära stränderna. Ingen av områdena har i denna studie besökts i fält, vilket bör göras för en slutlig bedömning av status. Åtminstone i Skurusundet bedömer vi det troligt att relativt långa strandsträckor i praktiken löper väldigt låg risk för erosion då strandens beskaffenhet i stor utsträckning består av branta klippor (pers. obs.). Gällande Eknösundet är dess södra del trafikerad av både svall- och avsänkningsskapande båtar då den utgör en del av Sandhamnsleden. Norra delen är endast trafikerad av svallgenererande båtar, och samtidigt utsatt för en hög naturlig vågexponering. Vattenförekomsten som helhet är dock utsatt för ett hårt trafiktryck, och bör vara av intresse att besöka i fält för slutlig bedömning av status.

Tabell 4. Antal vattenförekomster per statusbedömning och klass, med och utan hänsyn till naturlig vågexponering, per erosionsmodell och totalt.

Status	Klass	Med hänsyn till SWM			Utan hänsyn till SWM		
		dH	SI	Totalt	dH	SI	Totalt
Hög	5	58	31	28	56	23	21
God	4	8	12	10	9	17	13
Måttlig	3	9	21	22	10	21	24
Otillfredsställande	2	8	17	20	8	19	22
Dålig	1	0	2	3	0	3	3

Det bör noteras att vid beräkningen av andelen potentiellt påverkad strandlängd har vattenförekomsternas totala strandlängd använts. Den totala längden är beräknad från kartunderlag av en grövre, mer generaliserad, skala än den strandlinje som har använts i modellerna. Detta leder till att längden per definition är längre för modellernas indata än underlaget för vattenförekomstens utsträckning, vilket leder till att andelen påverkad strand delvis överskattas (t.ex. Tolvanen & Kalliola 2008). Definitionsmässiga skillnader i strandlängd har undersökts i ett fåtal vattenförekomster och problemet är relativt större då det finns många små öar och mer komplex strandlinje. Dock bedöms det inte kraftigt påverka resultatet då det rör sig om cirka $\pm 5\%$ potentiellt påverkad strandlinje.



Figur 10. Statusbedömning med avseende på vågregim. Bedömningen är baserad på modeller av potentiell erosionsrisk från fartygsinducerade svall- och avsänkningseffekter, samt med hänsyn till naturliga vågexponeringsförhållanden genom att utesluta stränder med hög naturlig vågexponering. Bedömningen bör betraktas som preliminär, se text för diskussion kring detta.

Ytterligare en faktor som bör tas i beaktning innan eventuella åtgärder sätts in är en bedömning av strandlinjens jordart- och substratsammansättning. I likhet med Skurusundet är det troligt att vissa strandsträckor som nu är klassade som potentiellt påverkade av erosion i praktiken består av grövre eller hårdare sediment som inte är erosionskänsligt. Jordartskartan har i tidigare studier använts för att avgränsa dessa områden (t.ex. Lindfors 2010), men har i föreliggande arbete bedömts ha för grov upplösning för att kunna användas. Vi har istället försökt att åtgärda problemet med överskattning av potentiellt påverkad strandlinje genom att utesluta stränder med en hög naturlig vågexponering. Detta bidrog till att ett flertal vattenförekomster, i

framförallt ytterskärgården, har erhållit en mindre andel potentiellt påverkad strand och därmed högre status än om hänsyn till naturlig vågexponering inte hade tagits. Ytterligare en begränsning som skulle stärka underlaget är ett GIS-lager med av människan förändrade och/eller hårdgjorda ytor, vilket i likhet med naturligt hårdgjorda ytor skulle kunna användas för att begränsa potentiellt påverkad strandlinje.

Övriga kvalitetsfaktorer

Föreskrifterna för klassificering av ytvattenförekomster anger att det först är de biologiska kvalitetsfaktorerna som ska bedömas, följt av en sammanvägning med fysikalisk-kemiska. Om dessa tillsammans resulterar i hög status ska därutöver hydromorfologiska kvalitetsfaktorer vägas in. Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer kan vidare endast försämra den ekologiska statusen från hög till god (HVMFS 2013:19, §2). Noterabart är att inga ytvattenförekomster i Stockholms läns kustområden har hög status eller potential efter att biologiska och fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer vägts samman. Genomförs statusbedömning enligt dessa huvudprinciper saknar därmed de hydromorfologiska bedömningarna relevans.

Vattenmyndigheten har dock möjlighet att klassificera ytvattenförekomster till måttlig status eller potential utifrån hydromorfologiska kvalitetsfaktorer om det saknas biologiska underlag för bedömning och om en utredning visar att det finns anledning att anta att den ekologiska statusen motsvarar den hydromorfologiska bedömningen (HVMFS 2013:19, § 12). Vidare har Vattenmyndigheten möjlighet att göra expertbedömningar där enskilda kvalitetsfaktorer vägs in (HVMFS 2013:19, § 13), vilket bedöms ligga utanför uppdraget för denna rapport.

Fortsatt arbete

Av det två utvecklade modellerna har avsänkingsmodellen störst potential för vidareutveckling. Då avsänkingsmodellen specifikt utformades för att vara tillämpbar över stora områden, såsom vattenområden av länsstorlek, innebär det en rad förenklingar. I nuläget inbegriper beräkningarna variationen i fartygens hastighet längs med farleden samt beaktar olika båttyper (storlekar). Genom att algoritmen är pixelbaserad tas närheten till farleden med i beräkningarna, samt i viss mån även den topografiska öppenheten i det tvådimensionella landskapet. Då djupet (bottentopografin) inte ingår i den nuvarande versionen av avsänkingsmodellen har volymen på det vatten som avsänks inte kunnat beräknats. Modellen har i nuläget istället utgått från den vattenhöjning som sker vid fartygets bog, och hur den avtar horisontellt (längs med vattenytan). Ett beaktande av djupet skulle möjliggöra en mer finskalig beskrivning av effekterna i trånga sund och över svagt sluttande bottnar och stränder eftersom man då skulle kunna ta hänsyn till hela volymen på den undanträngda vattenmassan, och hur den fördelar sig både horisontellt och vertikalt. En sådan vidareutveckling av avsänkingsmodellen skulle också göra det möjligt att analysera fartygens

riktning (d.v.s. inåtgående resp. utåtgående farledstrafik), vilket i nuläget har förenklats till att ha samma effekt. Inte heller friktionskrafter är direkt kvantifierade i beräkningarna men ingår däremot kvalitativt i och med den avklingningsfaktor som tillämpas på förflyttningen från en pixel till en annan. Flexibiliteten i modellen är relativt hög och kräver som indata en farledssträckning inklusive hastighet och fartygstyp för den aktuella körningen. Det har argumenterats för att vågbildning inte är direkt kopplad till fartygs displacement och fart, utan snarare skrovets egenskaper (Granath 2007), vilket skulle motsäga den generalitet som föreliggande rapport visat fungerar. Det vore därför av intresse att undersöka möjligheterna till en mer detaljerad modellbild av specifika fartygs avsänkningseffekter, vilket skulle möjliggöras av fler fartygs- och platsspecifika mätningar samt kompletterande modellkörningar. I samband med en eventuell uppföljning bör även behovet och möjligheterna att ta hänsyn till den tredimensionella undervattenstopografin beaktas.

Referenser

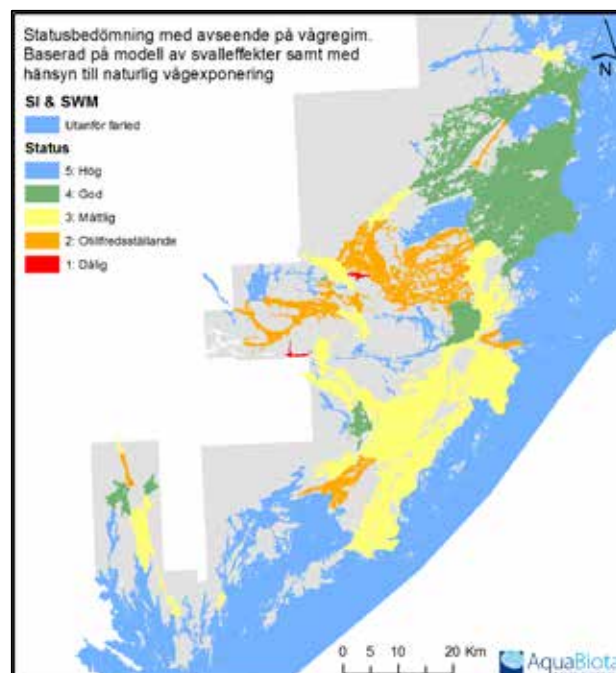
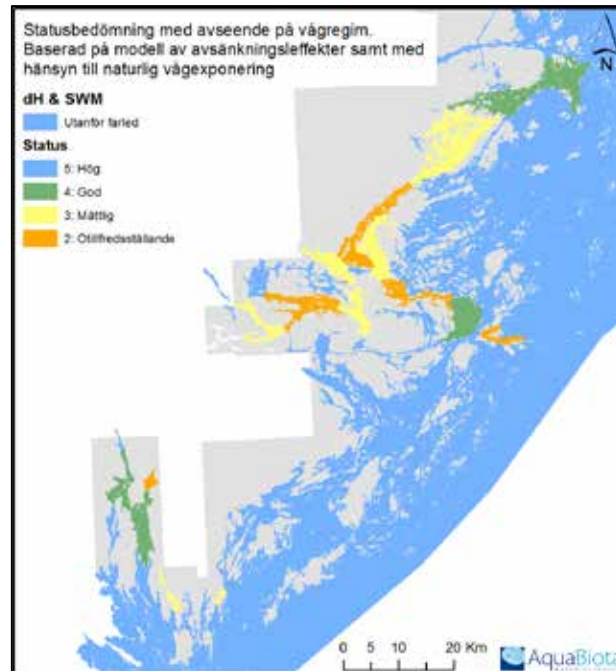
- Bekkby, T. & M. Isæus. 2008. Mapping large, shallow inlets and bays: modelling a Natura 2000 habitat with digital terrain and wave-exposure models. *ICES Journal of Marine Science* **65**:238-241.
- Bekkby, T., E. Rinde, L. Erikstad, V. Bakkestuen, O. Longva, O. Christensen, M. Isæus & P. E. Isachsen. 2008. Spatial probability modelling of eelgrass (*Zostera marina*) distribution on the west coast of Norway. *ICES Journal of Marine Science* **65**:1093-1101.
- Bekkby, T., E. Rinde, L. Erikstad & V. Bakkestuen. 2009. Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. *ICES Journal of Marine Science* **66**:2106-2115.
- Bergström, U., G. Sundblad, A.-L. Downie, M. Snickars, C. Boström & M. Lindegarth. 2013. Evaluating eutrophication management scenarios in the Baltic Sea using species distribution modelling. *Journal of Applied Ecology* **50**:680-690.
- Collinder, P. 1954. Skärgårdens farleder (34 s). Ur "Stockholms skärgård", red. Av Sten Selander. (Esselte AB 1954). Cited in Granath L. 1992. Farledsstränders erosionskänslighet – inventering av strandtyper och skador i Stockholms skärgård. Länsstyrelsen i Stockholms län, rapport 1992:10.
- Daleke, O., H. Hedström & K. Nissar. 1989. Fartygstrafikens miljöeffekter i skärgården – stranderosion. Rapport nr 1989:4 Länsstyrelsen i Stockholms län 1989.
- Eriksson, B. K., A. Sandström, M. Isæus, H. Schreiber & P. Karås. 2004. Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **61**:339-349.
- Florin, A.-B., G. Sundblad & U. Bergström. 2009. Characterisation of juvenile flatfish habitats in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **82**:294-300.
- Granath, L. 1992. Farledsstränders erosionskänslighet – inventering av strandtyper och skador i Stockholms skärgård. Länsstyrelsen i Stockholms län, rapport 1992:10.

- Granath, L. 2004. Fartygstrafik och stranderosion i Stockholms skärgård. Länsstyrelsen i Stockholms län, rapport 2004:19.
- Granath, L. 2007. Stranderosionsrisker i samband med anlop av "Navigator of the Seas". Rapport 2007-08-30 Hydrographica.
- Granath, L. 2013. Erosionsskador i Furusundsleden 2000-2013. Utredning om utveckling, orsaker och möjliga åtgärder. Rapport 2013-11-12 Hydrographica.
- Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2013:19
- Isæus, M. 2004. Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. Doktorsavhandling, Botaniska Institutionen, Stockholms universitet. 35 p.
- Lindfors, S. 2010. Båtars vågor väcker frågor – stranderosion i Stockholms mellanskärgård. Länsstyrelsen i Stockholms län, rapport 2010:22.
- Lindholm, T., M. Svartström, L. Spoo & J. Meriluoto. 2001. Effects of ship traffic on archipelago waters off the Långnäs harbour in Åland, SW Finland. *Hydrobiologia* **444**:217-225.
- Nam, P. T., M. Larson, H. Hanson & L. X. Hoan. 2009. A numerical model of nearshore waves, currents, and sediment transport. *Coastal Engineering*, **56**:1084-1096.
- Nanson, G. C., A. von Krusenstierna, E. A. Bryant & M. R. Renilson. 2006. Experimental measurements of river-bank erosion caused by boat-generated waves on the Gordon river, Tasmania. *Regulated Rivers: Research & Management* **9**(1), 1:14.
- Numi, M. 2012. GIS-modellering av fartygsorsakat undervattensbuller och svallvågor. Examensarbete för Yrkehögskolan Novia, Utbildningsprogrammet för Miljöplanering, Raseborg 2012, p 61.
- Nyström Sandman, A., T. Didrikas, C. Enhus, K. Florén, M. Isæus, I. Nordemar, A. Nikolopoulos, G. Sundblad, K. Svanberg & N. Wijkmark, 2013: Marin Modellering i Stockholms län, AquaBiota Report 2013:10.
- Sandström, A., B. K. Eriksson, P. Karås, M. Isæus & H. Schreiber. 2005. Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. *Ambio* **34**:125-130.
- Snickars, M., G. Sundblad, A. Sandström, L. Ljunggren, U. Bergström, G. Johansson & J. Mattila. 2010. Habitat selectivity of substrate-spawning fish: modelling requirements for the Eurasian perch *Perca fluviatilis*. *Marine Ecology Progress Series* **398**:235-243.
- Sundblad, G., M. Härmä, A. Lappalainen, L. Urho & U. Bergström. 2009. Transferability of predictive fish distribution models in two coastal systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **83**:90-96.
- Sundblad, G., U. Bergström & A. Sandström. 2011. Ecological coherence of marine protected area networks: a spatial assessment using species distribution models. *Journal of Applied Ecology* **48**:112-120.

- Sundblad, G., T. Bekkby, M. Isæus, A. Nikolopoulos, K. M. Norderhaug & E. Rinde. 2014. Comparing the ecological relevance of four wave exposure models. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **140**:7-13.
- Sundblad, G. & U. Bergström. 2014. Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *Ambio* **43**:1020-1028.
- Sundblad, G., U. Bergström, A. Sandström & P. Eklöv. 2014. Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES Journal of Marine Science* **71**:672-680.
- Thomas, M. L. H. 1986. A physically derived exposure index for marine shorelines. *Ophelia* **25**:1-13.
- Tolvanen, H. & R. Kalliola. 2008. A structured approach to geographical information in coastal research and management. *Ocean & Coastal Management* **51**:485-494.
- Westerbom, M. & S. Jattu. 2006. Effects of wave exposure on the sublittoral distribution of blue mussels *Mytilus edulis* in a heterogeneous archipelago. *Marine Ecology Progress Series* **306**:191-200.
- Wijkmark, N. & M. Isæus. 2010. Wave exposure calculations for the Baltic Sea. *AquaBiota Report* 2010:2.

BILAGA 1

Hydromorfologisk statusbedömning enligt utarbetad modell:



BILAGA 2

Lista över levererade resultatfiler utöver föreliggande rapport:

- Excelfil: Stranderosion_resultatleverans_AqB.xlsx
- Rasterlager avsänkingsmodell:
 - o Resultat per fartygstyp (t1,t2,t3)
 - o Maxvärdet av de tre fartygstyperna
- Shapefiler avsänkingsmodell:
 - o Polygon för ytan över tröskelvärdet (predikterat påverkansområde)