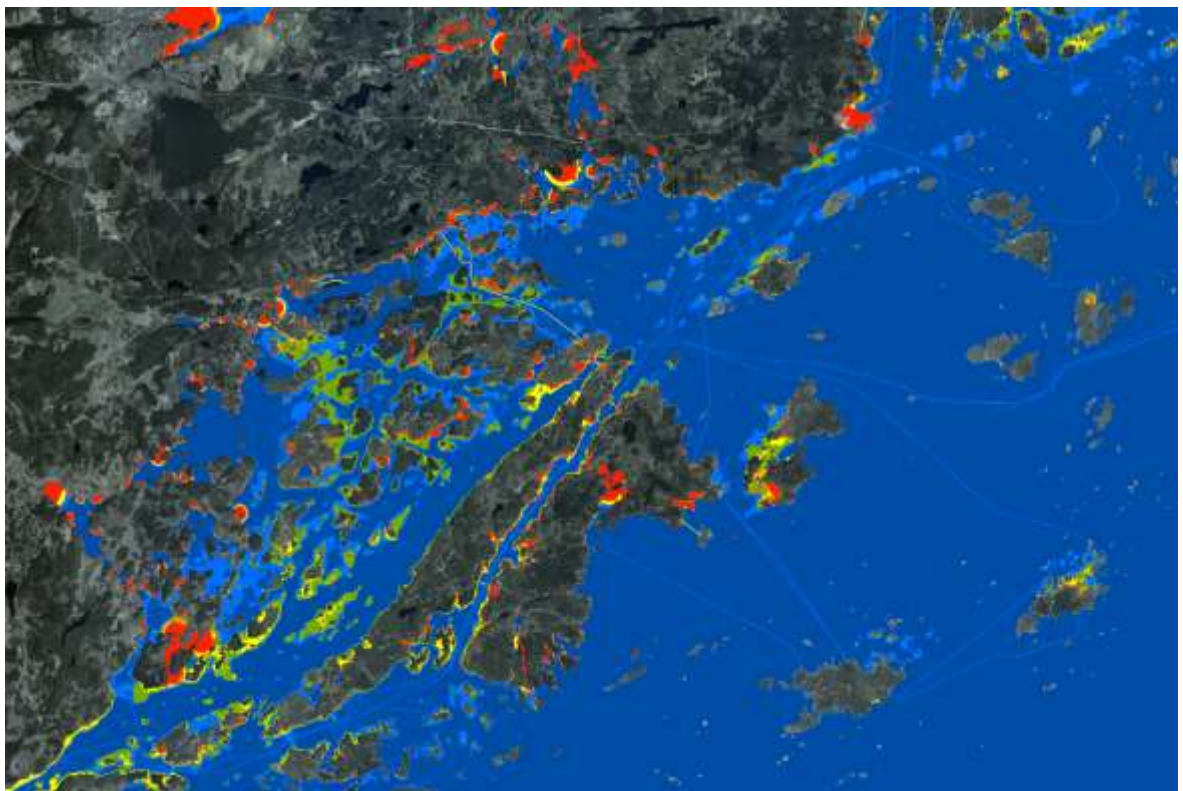


Fysisk störning i grunda havsområden

–Kartläggning och analys av potentiell påverkanszon samt regional och nationell statistik angående störda områden

Metria AB

Oscar Törnqvist, Josefin Klein, Benedikt Vidisson, Sofie Häljestig, Saad Katif, Simon Nazerian, Mats Rosengren och Carl Giljam



Metria AB

Box 30016, 104 25 Stockholm

Tel 010-121 80 00

info@metria.se | metria.se



Rekommenderat format vid citering:

Törnqvist O, Klein J, Vidisson B, Häljestig S, Katif S, Nazerian S, Rosengren R och Giljam C 2020. Fysisk störning i grunda havsområden – Kartläggning och analys av potentiell påverkanszon samt regional och nationell statistik angående störda områden. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:12, 126 sidor (exklusive appendix).

Projektledare: Ingemar Andersson och Erland Lettevall, Havs- och vattenmyndigheten.

Nyckelord: fysisk påverkan, fysisk planering, bottenstörning, bottenskador, art- och habitatdirektivet, havsmiljödirektivet, vattendirektivet, hydromorfologisk status, kustzonsplanering, påverkansfaktorer, exploatering, uppföljning, kartläggning, grundområden, strandzon, kustzonsplanering, kustmiljö.

Den här rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Innehållet och slutsatserna i rapporten innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida. Rapporten har i ett efterföljande arbete granskats och kompletterats av Sveriges geologiska undersökningar (SGU) i samarbete med DHI Sverige AB och Havs- och vattenmyndigheten.

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:12

Omslagsbild SGU: Klassad (1-5) risk för påverkan på morfologiska tillstånd med utgångspunkt från fysiska påverkanstryck och naturmiljöns känslighet. Område mellan Ljusterös nordspets och Kapellskär, Stockholms norra skärgård.

ISBN, digital version: 978-91-88727-72-5

ISBN, tryckt version: 978-91-88727-82-4



Förord

Grunda havsområden är viktiga för biologisk mångfald och grunden för många ekosystemtjänster. I en mycket smal zon närmast kusten ska fiskyngel och vadarfåglar samsas med industrihamnar, bryggor och en semesterfirande befolkning, i en naturmiljö där havsbottenarnas karaktär och sammansättning skapar förutsättning för olika typer av biotoper som sjögräsängar, blåstångsklippor och långgrunda sandbottenar. Dessa förutsättningar utgör grunden för en livskraftig blå ekonomi med riklig förekomst av exempelvis fisk, men även rena och vackra miljöer som tillgodoser flera ekosystemtjänster.

Ett stort antal internationella och nationella åtaganden ställer krav på åtgärder för att minska påverkan och belastning på kust- och havsmiljön; främst ramdirektivet för vatten, havsmiljödirektivet, art- och habitatdirektivet, miljökvalitetsmålet Hav i balans samt levande kust och skärgård samt Ett rikt djur- och växtliv.

Att efterleva miljömålen och regelverken har visat sig vara svårt. Miljön uppnår på de flesta områden inte "ekologiskt" god status och det negativa tillståndet kan till stor del förklaras av mänskliga aktiviteter med fysisk belastning som i sin tur negativt påverkar de grunda kustnära och känsliga kustmiljöerna.

Det har hittills saknats både en detaljerad kartläggning av såväl historisk som nutida påverkanstryck i dessa miljöer, och metoder för att skatta utbredningen av påverkan. I förlängningen har det inneburit att underlag saknats för att sammanfatta i vilka miljöer påverkan sker, hur den förändras över tid och vad det kan leda till för effekter.

Denna rapport presenterar data, metoder och resultat från ett projekt (dnr 3243-16) med syfte att försöka göra en total kartläggning av potentiell fysisk påverkan, ta fram metoder för att skatta den areella omfattningen av pågående påverkan, samt testa och presentera olika metoder med vilka denna kvantifiering av påverkan kan användas. Projektet har resulterat i drygt trettio leveranser i form av rapporter och GIS-underlag.

Rapporten utgör ett led i åtgärdsprogrammet för havsmiljödirektivet (och ett underlag för åtgärd nummer 29 "att ta fram samordnad strategi mot fysisk påverkan och för biologisk återställning", Havs- och vattenmyndigheten 2015).

Det är Havs- och vattenmyndighetens förhoppning att rapporten med underlag kan utgöra ett stöd för en bättre och mer hållbar förvaltning av våra grunda kustvattenmiljöer.

Målgrupper för rapporten är framför allt miljöhandläggare och förvaltare samt de som arbetar med fysisk planering av marina kustmiljöer på nationella myndigheter, länsstyrelser och kommuner. En särskilt viktig grupp är miljödomstolar och deras tekniska råd, liksom beslutsfattare på kommunal och regional nivå.

Rapporten har tagits fram av Metria i samverkan med DHI och på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Underlaget har slutligt färdigställts av Havs- och vattenmyndigheten i samverkan med DHI och SGU. Projektledare har för Havs- och vattenmyndigheten varit Ingemar Andersson och Erland Lettevall.

Göteborg september 2020,

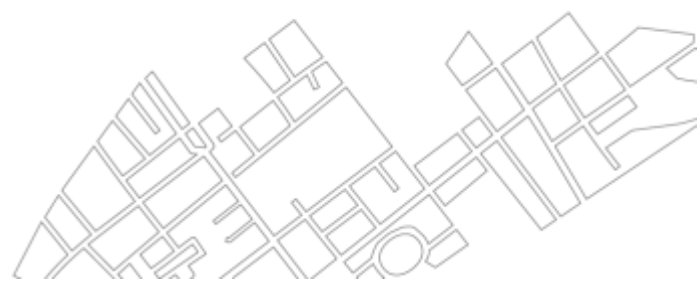
Mats Svensson och

Johan Kling

Chef för avdelningen för havsförvaltning

Chef för avdelningen för vattenförvaltning





Sammanfattning

Bakgrund och målbild

Grunda havsområden är viktiga för biologisk mångfald och grunden för många ekosystemtjänster, samtidigt som de är utsatta för ett stort påverkanstryck från mänskliga aktiviteter.

Ett stort antal internationella och nationella åtaganden ställer krav på åtgärder för att minska påverkan och belastning på kust- och havsmiljön; främst ramdirektivet för vatten, havsmiljödirektivet, art- och habitatdirektivet, miljökvalitetsmålet Hav i balans samt levande kust och skärgård samt Ett rikt djur- och växtliv.

Det har hittills saknats både en detaljerad kartläggning av såväl historisk som nutida påverkanstryck i dessa miljöer, och metoder för att skatta utbredningen av påverkan. I förlängningen har det inneburit att underlag saknats för att sammanfatta i vilka miljöer påverkan sker, hur den förändras över tid och vad det kan leda till för effekter.

Denna rapport presenterar data, metoder och resultat från ett projekt med syfte att försöka göra en total kartläggning av potentiell fysisk påverkan, ta fram metoder för att skatta den areella omfattningen av pågående påverkan, samt testa och presentera olika metoder med vilka denna kvantifiering av påverkan kan användas.

Kartläggning av påverkanstryck och metoder för påverkanszonering

Steg ett i processen har varit att definiera olika påverkanstryck och undersöka möjligheterna att kartlägga dessa geografiskt. Målet var att utföra kartläggningen med hög precision och upplösning (10 meter) samt att få en så komplett bild som möjligt av potentiell påverkan på de grundare havsbottenarna (mindre än 15 meters djup). Inom detta moment togs det även fram flera metoder för att kartlägga påverkanstryck som inte direkt kan observeras, exempelvis genom modeller baserade på fartygstrafikens karaktär och intensitet, samt via satellitbilsanalys. Utifrån dessa modeller gjordes areella uppskattningar av exempelvis erosion från fartyg, bottenstörning från ankring och störda bottenar genom muddring, baserat på fartygens transpondersignaler via satellit.

Steg två bestod av att samla in existerande geografisk data som beskriver olika påverkanstryck (som exempelvis dammar, dumpningar och byggnader).

Steg tre innehöll en omfattande nationellt komplett kartläggning av påverkanstryck genom manuell tolkning av de senaste flygbildsmosaikerna från Lantmäteriet. Exempelvis så karterades bryggor, pirar och muddringar på detta sätt.

Steg fyra bestod i att utveckla en modell för att skatta potentiell fysisk påverkan på bottenarna. Utgångspunkten var de olika kartlagda och modellerade påverkanstrycken, deras storlek och utbredning, den existerande miljöns fysiska abiotiska känslighet och med hänsyn taget till kumulativa effekter. Den typ av påverkan som metoden skattar utbredningen av består av tre olika komponenter: morfologisk påverkan (ändring av bottenarnas struktur och sedimentsammansättning), hydrografisk påverkan (ändring av vågor och strömmar som ger upphov till andra livsbetingelser) samt påverkan på konnektivitet (med avseende på störning av arters förmåga eller benägenhet att röra sig över områden på ett naturligt sätt, genom förekomst av hinder, buller och ändrade vattenflöden).



Påverkansmodellen baseras på tidigare ansatser från exempelvis Helcom och bygger på en analysmodell baserad på tumregler från tidigare arbeten och expertbedömningar. För några påverkanstryck finns viss verifiering genom satellitbildsanalys och enstaka inventeringar i fält. Denna trefacetterade påverkansmodell består av tre nationellt heltäckande kartsikt med tio meters upplösning, och täcker havsområden grundare än 15 meter. Dessa kartsikt är intensitetsgraderade med hänsyn taget till kumulativa effekter.

Steg fem bestod av att beskriva hur kartorna över potentiellt fysiskt påverkanstryck kan användas i olika sammanställningar, analyser och rapporteringar. Inom detta moment visas även hur den relativa risken för påverkan kan anpassas och tolkas för olika behov såsom rapportering av intakta bentiska miljöer inom havsmiljödirektivet eller fysisk störning av botten, strukturer och funktioner inom art- och habitatdirektivet.

Förändringsstudier av påverkanstryck

Steg sex bestod av att utveckla metoder för förändringsanalys och att kartlägga förändring av potentiell fysisk påverkan, från 1960-talet fram till 2016. För detta ändamål karterades påverkanstryck genom analys av äldre flygbildsmosaiker, och en stor mängd kartor och diagram producerades för att illustrera utvecklingen inom olika regioner och mellan olika år. För basåret 1960 kartlades hela Sverige men för mellanåren kring 1994 och 2008 valdes vissa representativa regioner ut för kartläggning och analys. Denna kartläggning kunde bara omfatta de påverkanstryck som var synliga i flygbilderna, kompletterad med modeller av påverkanstryck baserat på fartygstrafik från 2008, varför varken mellanåren eller basåret 1960 är helt jämförbart med kartläggning av dagens miljö. På grund av detta faktum var de historiska påverkanstrycken inte meningsfulla att analyseras till utbredning, utan en metod valdes istället där man genom att jämföra antal/area/längd av vissa utvalda objekt kan få en statistisk, regional och kronologisk bild av påverkan, även i vissa naturmiljöer. Till exempel har förändringstakten av den sammanlagda längden bryggor, pirar, kajer och andra linjeobjekt sedan 1960 kunnat beskrivas efter jämförelsen.

Resultat om påverkanstryckens omfattning och utveckling i olika havsmiljöer (djupzoner, översiktliga bottenmiljöer) presenteras från 1960-talet fram till idag för såväl nationellt som fem regioner. Absoluta och relativa indikatorer på förekomst av påverkanstryck, fragmentering av miljöer med mera presenteras. Utvecklingen har snarare skenat iväg än avtagit under senare decennier. En bärande faktor är närheten till tätorter och till socio-ekonomiskt starka områden där exploateringen har varit särskilt stark, med tydliga gradienter av avtagande påverkan proportionellt med avstånd till centrala tätorter. En annan faktor är naturmiljön, som gör att exploateringen i öppna kuster utsatta för vågor koncentreras till gemensamma hamnar medan den i mer vågskyddade skärgårdar sprids ut över många enskilda fastigheter. För att följa utvecklingen och vilka effekter åtgärder kan få behövs fortsatt övervakning genom metodpaket som presenteras i denna rapport. Utifrån projektets metoder som utvecklats och utvärderats så håller Havs- och vattenmyndigheten på att ta fram en undersökningstyp för att standardisera metoderna för övervakningsprogram. Programmet samordnas nationellt inom havsmiljödirektivet (Havs- och vattenmyndigheten 2020).

Brister och utvecklingspotential

Inte alla påverkanstryck går att kartlägga och modellera. Eftersom det ännu saknas bevis för hur miljöer påverkas av olika påverkanstryck är det en ganska trubbig expertbedömning som ligger bakom zonerings av potentiell påverkan. Expertbedömningen är dessutom inte biologiskt inriktad. I stället kan man med den tredelade påverkansmodellen hitta ledtal och metoder för att bedöma faktisk påverkan på arter och habitat med olika känslighet. Detta förutsätter att den potentiella påverkan på morfologi, hydrografiska villkor och konnektivitet går att skatta enligt metoden.



För flera av påverkansfaktorerna sker ingen konsekvent och komplett ajourhållning av register, som exempelvis undervattenskablar, muddringar och dumpningar, varför en mer exakt trend mellan olika tidpunkter är omöjlig att bestämma. Med stor möda kan dock vissa data samlas in för olika tidpunkter men hur komplett och tillförlitligt och representativt detta blir är osäkert.

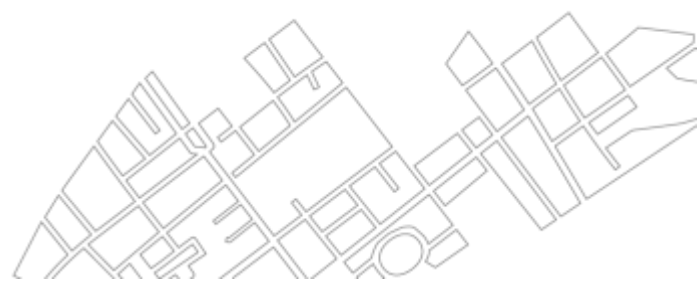
I slutet av rapporten presenteras några kompletterande och alternativa kartläggningsmetoder, bland annat baserat på satellitbildsanalys och laserscanning. Dessa bör man ta hänsyn till vid eventuella framtida uppföljning av kartläggning, modell och förändringsanalys. I synnerhet är en analys av "big data" ur sociala medier (som koordinatsatta inlägg på Twitter eller Facebook) en metod med oerhörd potential, då man inte bara kan få en kartläggning av en annars ganska osynlig faktor – friluftsmänniskan och fritidsbåtsfolkets rörelser – utan även kan analysera nyckelord som "gädda" för att få fram intensitetskartor över fritidsfiske av gädda.

Det presenteras även en principiell metod för att koppla påverkanstrycken till DPSIR, som är en modell för att beskriva orsakssamband i samspelet mellan samhället och miljön. Men eftersom effekterna av påverkan är kumulativa måste man först göra en påverkansanalys. Detta utvecklas sedan genom statistiska sammanställningar av vilka objekt, och därmed vilka drivkrafter inom DPSIR som ligger bakom den potentiella fysiska påverkan i varje vattenförekomst, område eller region.

En avgörande framgångsfaktor för tillämpningen av de framtagna zonerna med potentiell påverkan, är att få fram kopplingen mellan skattad påverkan på morfologi, hydrografiska villkor och konnektivitet samt motsvarande förhållanden i verkligheten. Dessutom behövs en koppling mellan dessa förhållanden och påverkan på ekologin. Ett större sådant projekt är i skrivande stund initierat och finansieras av Naturvårdsverket.

För att kunna arbeta förebyggande behövs även riktade studier för att få en bättre förståelse av vilka faktorer som driver på utvecklingen med en allt större exploatering och negativ påverkan på känsliga livsmiljöer i havet.





Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	5
Bakgrund och målbild	5
Kartläggning av påverkanstryck och metoder för påverkanszonering	5
Förändringsstudier av påverkanstryck.....	6
Brister och utvecklingspotential	6
Introduktion.....	12
Syfte och mål	12
Val av företeelser som utgångspunkt för påverkan.....	13
Arbetets struktur och denna rapports innehåll	13
Definition av påverkanszon och påverkan	14
Utgångspunkter och begränsningar	16
Styrande kunskap och förutsättningar	17
Tidigare och relaterade arbeten	17
Analysmodell – grundläggande krav.....	20
Från kartläggning av påverkanstryck till indikatorer på fysisk påverkan	25
Kartläggning av påverkanstryck.....	25
Analys av påverkanszoner och påverkade miljöer.....	27
Resultat från påverkansanalyserna	28
Metod för påverkanszonering	29
Steg 1: Sammanställ och harmonisera data. Tilldela grundvikt.....	30
Steg 2: Tilldela värden med avseende på naturmiljö.....	31
Steg 3: Tilldela aggregerade påverkansbuffertar för karterade objekt	32
Steg 4: Addera buffertzoner från modeller	37
Steg 5: Skattning av potentiell påverkan utifrån zonerna	39
Steg 6: Biologisk påverkanszonering.....	41
Datakvalitet, upplösning och brister.....	42
Frekvens och repeterbarhet	43
Användning av påverkanszonering.....	44
Identifiering av påverkade områden	44
Hydromorfologisk statusklassning.....	44



Arbete med biologisk mångfald och ekologiska värden	48
Koppling av påverkanstryck till DPSIR	61
Resultat av påverkansanalys	63
Areell påverkan på grundområden	64
Förändring av påverkanstryck 1960–2016	69
Förändringstakt av påverkanstryck i utvalda delområden	74
Fragmentering av viktiga habitat 1960–2016	79
Utvecklingspotential	85
Detektion av byggnationer i vatten med satellitdata	85
Areell avgränsning av bryggor med ortofoton	86
Historiska utfyllnader av kustområde	88
Detektion och avgränsning av muddringar i fjärranalys	90
Kartläggning av fler typer av objekt och verksamheter	112
Rekreation och friluftsliv ur "Big Data" via sociala medier	113
Validering	114
Förkortningar	115
Referenser	117

Appendix

Appendix A1: Påverkanstryck och initiala vikter för påverkansanalys
Appendix B1: Påverkanszoner enligt Helcom BalticBoost och Tapas
Appendix B2: Stöd för påverkanszon enligt övriga relevanta studier
Appendix C1: Direkt kartläggning av påverkanstryck
Appendix C2: Kartläggning av erosions- och ankringsskador
Appendix C3: Kartläggning av muddring med AIS-data
Appendix C4: Kartläggning av invallade havsvikar
Appendix C5: Kartläggning av småbåtshamnar
Appendix C6: Indelning av påverkanstryck i drivkrafter
Appendix C7: Metoder för förändringsstudier
Appendix C8: Uppföljning av AIS-baserad kartering och metod för jämförelseanalys
Appendix D1: Kartläggning av bottenstörande trålning
Appendix D2: Kartläggning av marint buller



Appendix E1: Vattenmask

Appendix E2: Djupzoner

Appendix E3: Bottensubstrat

Appendix E4: Vågexponering

Appendix F: Produktionslina och teknisk dokumentation

Appendix G1: Kartbilagor med påverkanstryck

Appendix G2: Kartbilagor med fragmentering av viktiga habitat

Appendix G3: Diagrambilaga med andel påverkad yta per län och kommun

Appendix G4: Kartbilaga med andel påverkad yta per kommun



Introduktion

Syfte och mål

Syftet med arbetet som presenteras i denna rapport är att ta fram ett nationellt heltäckande kartunderlag för fysiska etableringar och verksamheter i kustvattenmiljön, med målet att få en objektiv uppfattning om hur miljön i kusten påverkas. Ett delmål är att underlaget ska kunna fungera för såväl planering (nulägesbeskrivning), åtgärder och uppföljning.

Unikt i det här projektet är att ta fram en robust och dokumenterad metod för att uppskatta potentiella påverkanszoner kring de karterade objekten.

Resultaten är tänkta att bidra med kunskap, metoder och data som stöd inom arbetet med EU:s samtliga direktiv angående vatten, det vill säga havsmiljödirektivet (HMD), vattendirektivet (VD) och art- och habitatdirektivet (AHD), samt arbetet med de svenska miljökvalitetsmålen 10 Hav i balans samt levande kust och skärgård samt 16 Ett rikt växt- och djurliv. Underlaget är även tänkt att utgöra grund för den samordnade åtgärdsstrategi (grundområdesstrategi) mot fysisk påverkan och för biologisk återställning i kustvattenmiljön (kopplat till restaurering) som Havs- och vattenmyndigheten ska ta fram enligt åtgärdsprogrammet för havsmiljödirektivet (åtgärd nummer 29, Havs- och vattenmyndigheten 2015).

Eftersom det är samma marina värld som ska begripas, åskådliggöras och åtgärdas finns det stora fördelar med att synkronisera arbetet med ett gemensamt underlag för de olika internationella och nationella åtaganden som berör kustvattenmiljön (Europeiska kommissionen 2016a, EEIG 2015).

Vidare finns i det internationella arbetet kopplingar till *Ad-hoc task group on Hydromorphology* (ATG HyMo) och Ecostat (Europeiska kommissionen 2015), vad gäller hydromorfologi och biologi, samt arbetet med FN:s globala hållbarhetsmål 14.2 "Skydda och återställ ekosystem"¹ och 15.5 "Skydda den biologiska mångfalden och naturliga livsmiljöer"².

Projektet har haft tre tydliga fokusområden:

- Underlag till stöd för att statusklassa kustvattenförekomster med avseende på hydromorfologiska kvalitetsfaktorer enligt vattenförvaltningens behov.
- Underlag till stöd för att bedöma påverkan på marina Natura 2000-habitat enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet (biogeografisk uppföljning), vad gäller havsbottnens integritet (deskriptor 6 enligt havsmiljödirektivet).
- Analys av potentiell areell fysisk påverkan i grunda exponeringsskyddade mjukbottnar (GEM) vilka är biologiskt värdefulla och särskilt känsliga.

¹ Senast 2020 förvalta och skydda marina och kustnära ekosystem på ett hållbart sätt för att undvika betydande negativa konsekvenser, bland annat genom att stärka deras motståndskraft, samt vidta åtgärder för att återställa dem i syfte att uppnå friska och produktiva hav.

² Vidta omedelbara och betydande åtgärder för att minska förstörelsen av naturliga livsmiljöer, hejda förlusten av biologisk mångfald och senast 2020 skydda och förebygga utrotning av hotade arter.

Val av företeelser som utgångspunkt för påverkan

För att resultatet ska kunna användas både för lokalt arbete, exempelvis med enskilda restaureringsobjekt, och på nationell nivå när det gäller sammanställning och rapportering av övergripande statistik måste kartläggning, sammanställning och aggregering av påverkanszoner hålla hög upplösning (10 meter). Materialet måste vidare vara heltäckande och möjligt att sammanställa på regional (län, vattenmyndighet) och nationell nivå. Dessutom måste den metod som används för att uppskatta potentiell störning på bottenmiljöer kunna producera data från olika tidsavsnitt och trender i förändringar ska kunna spåras, kvantifieras och åskådliggöras både med hög detaljeringsgrad (exempelvis för ett restaureringsobjekt) och mer övergripande (exempelvis för att beskriva samhälleliga processer).

Utgångspunkten för påverkansanalys är tillgängliga kartläggningar av fysiska etableringar i kustzonen tillsammans med vissa skattningar och modeller av påverkan baserat på indirekta metoder och data.

På en övergripande nivå har data från följande projekt använts för metodutveckling, test och produktion av påverkanszoner:

- Kartering av fysiska objekt i kustzonen utifrån ortofoton inom projektet "Fysisk påverkan i svenska kustvatten", moment B1:3. Sammanställning av existerande kartläggningar av fysiska påverkanstryck inom samma projekt och moment (så kallade "prio-2-objekt").
- Modellering av risk för bottenstörning från ankring, svall och avsänkning, från moment B3, samma projekt, indirekt kartläggning av muddring samt kartläggning av invallade havsvikar och småbåtshamnar med GIS.
- Sammanställning av fysiska påverkansfaktorer inom projektet Symphony, Havs- och vattenmyndigheten (Hammar et al. 2018).

Till dessa karterade etableringar och modellerade verksamheter ska, för att syftena ska kunna betraktas som tillmötesgående, föras följande testade men ej ännu utförda karteringar: (i) kartering av muddringar med hjälp av satellitbild, (ii) en modell för skador på botten från bottenstörande fiske samt (iii) påverkan från marint buller. Dessa företeelser är alltså tänkta att komplettera ovanstående kartering och sammanställning och har utretts metodmässigt, men har ännu inte utförts i praktiken.

Arbetets struktur och denna rapports innehåll

Denna rapport beskriver framförallt arbetet med att ta fram ett nationellt heltäckande kartunderlag för fysiska etableringar och verksamheter i kusten.

Som en del av detta arbete har även en första version av metod tagits fram, för att definiera påverkanszoner för olika påverkanstryck i kusten (se Metod för påverkanszonering). Rapporten beskriver också hur dessa påverkanszoner kan användas (se Användning av påverkanszonering) och hur metoden kan förbättras utifrån nuvarande förutsättningar.

I rapporten beskrivs även statistik över påverkan och förändring historiskt för ett antal geografiska områden (se Resultat av påverkansanalys).

Till rapporten fogas ett antal appendix som tar upp tekniska delmoment som beskriver utredningar, metodutveckling och kartläggningar som har utförts:

1. Hur påverkanstryck har strukturerats och klassificerats (appendix A1)
2. Bedömningar av påverkanszoner från påverkanstryck (appendix B1–B2)
3. Moment för kartläggning och metodutveckling som använts för påverkanstrycken (appendix C1–C5), indelning i drivkrafter (C6) och metoder för förändringsstudier (C7)



4. Metodutveckling för påverkanstryck som ännu ej är införlivade i analysen (appendix D1–D2)
5. Vilka bakgrundsdata gällande naturmiljön som har använts och hur de har tagits fram (appendix E1–E4)
6. Teknisk beskrivning av modellen för påverkanszonering (appendix F)
7. Kartor och diagram som beskriver kartläggningens resultat, dels som påverkanstryck (objekt) och dels som potentiellt påverkad yta (appendix G)

Definition av påverkanszon och påverkan

För att tillmötesgå de olika krav på data, metodstöd och resultat som ställts på detta arbete har följande definition av påverkanstryck, påverkan och påverkanszon gjorts:

Påverkanstryck är mänsklig verksamhet eller artificiella konstruktioner som ger upphov till förändrade fysiska förutsättningar för vattenrörelser och sedimentsammansättning, se appendix A1. Via närområdets sensitivitet ger påverkanstrycket upphov till olika stor påverkan, "impact".

Påverkan betyder i detta sammanhang att grundläggande hydromorfologiska kvalitetsparametrar – morfologi (bottensubstrat, bottenformer, djup), hydrografiska villkor (vågor, vattenströmning) och konnektivitet (vattenutbyte mellan olika vatten samt transportvägar för vattenburna arter) – väsentligen avviker från referensförhållanden på grund av påverkanstryck, så att det finns en stor sannolikhet för bestående förändringar på bottenhabitat.

Påverkanszon anger den area inom vilken risk föreligger för att grundläggande hydromorfologiska kvalitetsfaktorer är påverkade av mänsklig verksamhet och sannolikhet finns för bestående förändringar på livsmiljön. För påverkanszoner med högsta tilldelade värden är riskerna stora, för zoner med lägsta värden är riskerna låga men existerande. Kvalitetsfaktorerna omfattar morfologiskt tillstånd (bottensubstrat, bottenformer, djup), hydrografiska villkor (vågor, vattenströmning) och konnektivitet (möjlighet till samspel mellan individer, populationer och habitat). Påverkanszonen visar alltså den area inom vilken det finns en graderad, liten till väsentlig, risk för bestående påverkan på havsbotten och/eller i vattenpelaren.

Exempel på förändringar som är sannolika inom påverkanszonen (det vill säga potentiell påverkan) är:

- *I mjukbottenmiljöer*
 - Förlust eller försämring av habitat på grund av muddring, sedimentregn från muddringar över större ytor, bottenskrap från fartyg, upprivna bottenar vid ankring, erosionsärr utanför pirar och ackumulation av detritus/organiskt material vid basen av dessa, liksom direkt vegetationsdöd under och runt olika konstruktioner samt indirekta kvävningseffekter via uppvirvlande finsediment inom och runt bryggor, hamnar med mera.
 - Förändrade habitatfunktioner till följd av förändrad fysisk habitatstruktur genom förändrad vattengenomströmning, borttagning av trösklar och så vidare.
 - Försämrade möjligheter för arter att spridas längs med kusten genom att barriärer skapas, som exempelvis fysiska konstruktioner och muddrade områden.
- *I sandbottenmiljöer*
 - Förlust eller försämring av habitat på grund av muddring, förlust av fotosyntes genom skuggning under och runt olika byggnationer, erosionsärr och stora förflyttningar av bottensubstrat runt pirar och hamnar. I grundare miljöer även erosion från fartygstrafik med förlust av rotad vegetation och därmed ändrad bottenkaraktär.



- Förändrade strömförhållanden nära botten, vilket kan ge sämre syreförhållanden och ökad sedimentation.
- Förlust av substrat, och därmed ibland även habitat, genom bottentrålning.
- I *hårdbottenmiljöer*
 - Förlust eller försämring av habitat på grund av muddring (grusbotten) eller sprängning (berggrund), skuggning och försämrade fotosyntes för fleråriga alger och därmed ändrade bottenstrukturer.
 - I grunda miljöer risk för slitage på eller översedimentering av hårdbottenarter, till exempel blåstångsbältet.
 - Förändrade strömförhållanden nära botten, vilket kan ge sämre syreförhållanden och ökad sedimentation. Ändrad bottentyp genom översedimentering och resuspension av mjukare substrat.
 - Försämrade möjligheter för arter att spridas. I synnerhet längs grundområden genom anlagda pirar och utförda muddringar (i långgrunda grusbottnar) som ändrar bottnar, skrämmar mobila arter och hindrar naturliga rörelser.

Sammantaget söker modellen åskådliggöra områden som uppvisar en graderad risk för ändrad vågregim (våghöjd, riktning, vattenströmmar), ändrad bottenkaraktär (form, djup, kornstorlek) och förändrade förutsättningar för mobila arters rörelser (genom ändrade vattenströmmar eller fysiska hinder). Kvalitetsfaktorerna hydrografiska villkor och morfologiskt tillstånd är påverkade om de avviker signifikant från referensförhållanden, så att förutsättningar för bentiska habitat är påverkade. Konnektivitet bedöms som påverkad baserat på en risk för permanent förändring av arters kolonisations-, migrations- och allmänna rörelsemönster.

De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna behandlas i detta projekt med följande precisering relativt vattenförvaltningens definitioner:

- **Hydrografiska villkor** (kvalitetsfaktor i kustvatten som motsvaras av "Hydrologisk regim" i sjöar och vattendrag) avser vågregim, eftersom vågregim är dominerande i svenska kustvatten jämfört med tidvatten.
- **Morfologiska tillstånd** motsvarar främst förflyttade bottensubstrat runt fysiska etableringar samt nedfallande sediment och resuspension runt bottenstörande verksamheter, till exempel muddringar. Här ingår även förändrade strukturer och variationer i djup och strandlinjens form. Resuspension är en process där sedimentpartiklar från botten virvlar upp och blandas med ovanliggande vatten. Detta kan ske naturligt genom vågor och strömmar, men det kan också ske på grund av mänsklig aktivitet såsom till exempel trålning eller muddring.
- **Konnektivitet** avser förutsättningar för spridning och förflyttning av mobila arter, plankton och fröspridning i vattenpelaren samt om dessa rörelser påverkas av fysisk blockering, omblandning av vattenmassor eller genom introduktion av fysisk energi i form av ljudstötter (buller).

Bestående hydromorfologiska förändringar syftar på mätbara förändringar på havsbotten eller i vattenpelaren vad avser konnektivitet, hydrografiska villkor och morfologiskt tillstånd där de betydande förändringarnas varaktighet överstiger 6 år.



Utgångspunkter och begränsningar

På ett övergripande plan ska analysen förhålla sig till definitioner av påverkan på liknande sätt som inom exempelvis Helcom, Oskar och art- och habitatdirektivet. Inom både Helcom (BalticBoost Benthic SBI, Symphony (Hammar et al. 2018) och Oskar (indikatorerna BH3/BH4, se Elliott et al. 2017b)) integrerades belastningars intensitet och frekvens med relevanta ekosystemkomponenters känslighet i en expertbedömd känslighetsmatris (se även Halpern 2008, La Rivière et al. 2016, Invest 2017 för liknande arbeten). För att kunna skapa en operationell metod eller modell har även hänsyn tagits till kvalitet och begränsningar i existerande data. Efter att ha utvärderat de mest utvecklade metoderna (se diskussion nedan), exempelvis de inom Helcom Tapas och Coreset II, framgår att det ofta inte finns täckning för att med någon säkerhet skatta varken belastningens frekvens, intensitet eller miljöns känslighet. En brygga visar exempelvis varken hur stora eller hur många båtar som lägger till där, med vilken frekvens båtarna lägger till eller med vilket djupgående. Existerande data om miljöns potentiella känslighet kan endast skattas ur lokala omständigheter (genom att exempelvis gradera känslighet utifrån den specifika piren eller bryggans närområde) fast det i praktiken även är de större hydromorfologiska kusttyperna som anger faktisk känslighet och även ger möjlighet att spåra potentiell påverkan på hydromorfologiska processer. Dessutom finns i synnerhet regionvis stora brister i underliggande naturgeografiska data kring bottenstrukturer och djup, varför en modell som baseras på sådana indata får brister i resultat.

Utgångspunkten är att detta arbete syftar till att för första gången genom kartläggningar och modeller bilda en första uppskattning av en total utbredning av fysiska belastningar på havsbotten i kustzonen. Denna generella fråga om fysiska belastningar och risk för påverkan på bentiska habitat är mycket bred. Man kan med fog hävda att påverkan kan mätas med olika mått, och det existerar heller ingen forskning som kan validera en modell som gör anspråk på att indikera areell utbredning av "risk för påverkan" i och med många olika påverkanskällor i olika typer av miljöer. Det finns alltså en begränsad möjlighet att göra en korrekt uppskattning av potentiell påverkan då både påverkanstryckets intensitet och den omgivande miljöns känslighet bara delvis kan skattas och relationen mellan påverkanstryck, miljö och påverkan är oklar. Av denna anledning har enkla modeller använts, med elementära och få antaganden eftersom varje invägd faktor introducerar en osäkerhet. Med varje ny invägd faktor (gällande känslighet, intensitet, typ av påverkan, radie, avtagande) ökar alltså problemen eftersom en geografiskt viktad och realiserad forskning kring påverkanstryck och faktisk påverkan i många fall saknas.

Flera praktiska ställningstaganden driver alltså processen, vid sidan av de mer teoretiska kraven som ställs utifrån kunskapsläget och kravställarnas behov. För att definiera vad som menas med påverkanszon och för att kunna skapa en modell för en sådan har det varit nödvändigt att förhålla sig till några identifierade faktorer och data:

- **Typ av mänsklig verksamhet (inklusive byggnationer och etableringar):** Existerande kartläggningar systematiseras och kategoriseras och formar grundläggande, relativa, påverkanstryck utifrån kategorier som rankas inbördes vad gäller grundläggande påverkan på hydromorfologin.
- **Verksamhetens intensitet (frekvens):** Baserat på verksamhetens art, storlek eller analys av frekvens där sådan är möjlig (till exempel genom trafikintensitet) kan vi skatta ett påverkanstryck i relativ skala och med varierande utsträckning i rummet.
- **Potentiell påverkansaggregering:** Flera närliggande företeelser ger större sannolikhet för påverkan och detta måste modellen fånga upp.
- **Naturmiljöns känslighet:** Existerande dataunderlag som låter oss gradera miljöns känslighet är djupdata, bottenstruktur och vågexponering, vilka kan användas för att exempelvis skilja grunda exponeringsskyddade mjukbottenar från djupa, exponerade grusbottenar. Kombinationer av naturmiljöfaktorer kräver viktning vad gäller uppskattning av potentiell påverkan, kvantitativt både vad gäller intensitet av påverkan men även utbredningsmässigt (exempelvis skapar en lång pir i en sandkust förändrade sedimentrörelser över större ytor än en liten pir i en grusig kust).



Styrande kunskap och förutsättningar

Tidigare och relaterade arbeten

De flesta försök att skatta fysisk påverkan utifrån påverkanstryck presenterar principiella ansatser där huvudfokus i många fall varit att sammanställa påverkanstryckens generella påverkan på ekologiska värden. Flera storskaliga försök har gjorts att sammanställa matriser över graden av risk för negativ påverkan som föreligger, givet olika påverkanstryck på olika arter eller habitat. Försök att sammanställa påverkan geografiskt med utgångspunkt från sådana korsmatriser har hållit sig på övergripande nivå med övergripande tematik (exempelvis Borja et al. 2017, Smith et al. 2014). Metoderna bygger på få kategorier av påverkanstryck och grov geometrisk upplösning hos både rummet, ekologiska värden och påverkanstryckens utbredning (se exempelvis Halpern 2008, Helcom 2016a, Hammar et al. 2018, Invest 2017). Se översyn av Korpinen & Andersen (2016). Även när ett stort antal mer konkreta påverkanstryck sammanställs finns ofta en oklar målbild, eller en målbild som baseras på flera överlappande ekologiska värden och hotbilder (se till exempel Stelzenmüller et al. 2010) genom både analys på art-, habitat- och fysisk nivå (Helcom 2010). Även när rent benthiska undersökningar står i fokus (Korpinen et al. 2013) görs en ganska grov indelning av ”påverkad yta” i allmänhet, utan att ta hänsyn till dels mindre etableringar, dels olika typer av påverkade processer – som i sin tur är viktiga för att skatta faktiska effekter. Det finns idag inga exempel på kartläggningar med hög geometrisk upplösning som omfattar ett stort antal påverkanstryck och som är anpassade till naturmiljöns lokala förutsättningar.

Man kan mena att en grov geometrisk och tematisk upplösning fungerar på en övergripande nivå exempelvis för nationell rapportering men en slutsats från detta projekt är istället att grövre översyner dels förbiser vissa påverkanstryck och effekter, samt dels förlorar förmågan att arbeta med miljön från delar till helhet, från kommunal planering till nationell rapportering.

De mest användbara ansatserna har gjorts inom Helcom, i synnerhet Coreset II – ”Cumulative impact of benthic biotopes” (Helcom 2018), inom vilket moment principiella metoder för att aggregera, kvantifiera, skatta och ranka påverkan ur olika perspektiv diskuteras. Det saknas dock riktlinjer för hur man praktiskt ska gå tillväga för att skatta kartlagda påverkanstryck kvantitativt, hur man ska aggregera dem och kvantifiera dem samt vad som utgör brytpunkter för zoner gällande signifikant påverkan, ur olika synvinklar och frågeställningar.

Det har även tidigare utförts generella påverkansskattningar med hög upplösning, exempelvis inom projektet Balance. Inom dessa projekt finns dock sällan någon anpassning efter naturmiljöns förutsättningar. Definitionen av påverkan relateras inte till någon specifik faktor (till exempel de olika hydromorfologiska parametrarna) och aggregering eller avgränsning av påverkan blir därmed grov, schematisk och utan koppling till någon specifik kustprocess. Det blir därmed svårt både att validera sådana modeller och att använda dem för att förstå eller åskådliggöra vissa processer eller sammanhang.

Relevanta erfarenheter från Helcom

Inom BalticBoost och Tapas har Helcom (se exempelvis Helcom 2017b, Helcom Meeting portal) genomfört studier av påverkanszoner runt olika typer av fysiska etableringar och verksamheter. Erfarenheter från dessa studier är till viss del användbara för arbetet inom detta projekt. Arbetet inom Helcom är nämligen i många fall verifierade med olika fältstudier. Dessutom görs försök inom Helcom Tapas att ställa påverkan mot effekter i miljön relaterat till olika sensitivitet hos miljö och hos olika ekologiska funktioner, arter och habitat. Här skulle det kunna finnas en hel del att överföra till den här studien men det visar sig att det föreligger så pass stora skillnader i ansats att deras slutsatser om relationer mellan miljö, påverkanstryck och påverkan inte är direkt tillämpliga för ett arbete med hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Framförallt

2018-06-29

söker arbetet inom Helcom kartlägga risk för effekter på vissa utpekade arter och habitat medan det i den här studien söks effekter på hydromorfologiska kvalitetsfaktorer som i sig kan ge påverkan på habitat.

De flesta effekterna som Helcom modellerar är biologiska. De mest lämpade effekterna och som vore tillämpliga här är "physical loss" samt "physical disturbance", grovt översatt förlust av habitat/fysisk struktur respektive störning på habitat/fysisk struktur, vilka alltså skulle kunna tolkas som kraftiga samt mindre morfologiska effekter av ändrad morfologi, sedimentation, vågregim, erosion och så vidare. Försöker man bestämma eller skilja ut vilka fysiska (hydromorfologiska) processer som pågår inom exempelvis effekten "physical loss" så vägs dock alla processer in i deras effektanalys. De går alltså direkt från påverkanstryck till areell effekt utan att specificera vilka processer som ger upphov till den areella effekten.

Tar man sedan hänsyn till sensitiviteten hos miljön (arter, habitat) så framgår att vikter i deras matriser utgår från kända faktiska problem eller konflikter, inte naturmiljöns principiella känslighet. De modellerar alltså inte verksamheters förmåga att genom olika processer påverka ekosystemet utan det är istället kunskapen om att det föreligger ett reellt problem, alltså faktiska effekter, som man värderar. Exempelvis har sensitiviteten för "breeding seabirds" satts till låga 0,8 för faktorn "physical loss", synbarligen för att fysisk förlust inte i praktiken påverkar sjöfåglar nämnvärt. Men om man skulle ta bort de havsklippor som häckande sjöfåglar behöver så är ju påverkansgraden 100 %. Fysisk förlust är alltså alltid att betrakta som högst påverkan för ett habitat och det är denna, analyserad mot olika habitat eller motsvarande, som i hydromorfologiskt hänseende utgör effekten. Detsamma gäller förstås Helcom:s gradering av känslighet och påverkan (2017a:22f) där exempelvis vinterfåglars känslighet för "habitat loss" eller fritidsbåttrafikens angivna låga påverkan (se tabell 1 i appendix B1) bara kan uppfattas som så statistiskt, inte faktiskt, i vissa områden. I exempelvis populära naturhamnar har denna typ av påverkanstryck mycket stor effekt.

Vidare sammanför Helcom alla verksamheter som skapar en effekt, exempelvis "physical loss", under en och samma faktor trots att alla verksamheter har olika effekt ("impact") genom påverkan på olika processer (exempelvis hydromorfologin). De inför dock olika zoner baserat på typ av objekt, men i den här studien hävdas istället att varje objekts unika storlek och karaktär bör ligga till grund för både dess förmåga till effekt och denna effekts utsträckning. Med naturliga processer i åtanke bör alltså alla objekt vägas individuellt och det bör formas graderade zoner med utsträckning och intensitet som vägs mot naturliga förutsättningar, objektens storlek och karaktär.

Helcom graderar påverkanstryck i en femgradig skala vad gäller risk för effekt ("impact"). En liknande gradering används i detta projekt, med värden 1–5 som motsvarar Helcoms femgradiga skala. I detta projekt poängteras dock att man, givet den hydromorfologiska ansatsen, måste värdera eller ranka objekten för respektive hydromorfologisk kvalitetsfaktor (här: hydrografi, morfologi, konnektivitet). I enlighet med ovanstående stycke måste även objektens generella vikt anpassas efter objektens individuella storlek och den omgivande naturmiljön, då exempelvis en lång pir har större påverkan än en kort pir.

Helcom skiljer dock mellan "physical loss" och "physical disturbance" och ger dess olika zoner för olika typer av påverkanstryck, vilket är intressant och ger någon slags evidensbaserad ansats, via deras referenser till fältstudier. Med härledning av dessa zoners storlek kan man få en uppfattning om radien för maximal effekt (via "physical loss") och maximal radie för mindre men signifikant effekt ("physical disturbance") av havsbotten. Men Helcoms riktmärken för zonering är dock inte viktade mot naturmiljön annat än att man tilldelar "broad-scale habitats" sensitivitet i tre steg, där känsligheter åter igen verkar baseras inte på risk för processers inverkan utan faktiskt risk utifrån existerande påverkanstryck. Vid analys av objekt, som exempelvis bryggor, och vid anpassning efter fysiska processer runt dessa objekt, är inte heller broad-scale habitats användbara som indelningsgrund. Istället behöver modellen anpassas efter lokala hydromorfologiska förutsättningar och sedan analysera eventuell påverkan på olika habitat genom att överlagra potentiellt störda områden med habitatkarteringar eller förekomst av känsliga arter.



2018-06-29

Vi kan alltså inspireras av Helcoms buffertzoner och använda dessa som riktvärden för att bedöma föreliggande modells giltighet, men inte använda deras viktning mot sensitivitet (art, habitat, ekologisk funktion, naturmiljö) då dessa utgår från faktiska problem och stor skala, till skillnad från fysikaliska processer i lokal skala. Dessutom graderar de inte effekter efter olika typer av objekt med olika storlek i relation till olika processer. Modellen i det här projektet utvecklas istället för att ta alla dessa faktorer i beaktande och konstruera en zonering av potentiell påverkan som sedan ska jämföras med utbredning av olika känsliga eller värdefulla habitat eller arter. Dessa krav tydliggörs nedan.

Förslag på påverkanszoner framtagna inom Helcom Tapas och BalticBoost finns sammanfattade i appendix B1.

Slutligen innebär den grovskaliga kartläggningen av och tematiken hos objekten i Helcoms arbete att små objekt, som exempelvis pirar och bryggor, inte ingår. Om man bara analyserar större objekt som exempelvis hamnar och industriella muddringar så missar man exempelvis skärgårdarnas alla små men helt avgörande påverkanstryck. Till viss del syns detta förhållande även i viktningen som Helcom introducerar. Med kunskap om faktiska effekter, i synnerhet i skärgårdarna, förefaller Helcoms låga viktning av båttrafik ("low impact") tillsammans med frånvaron av kartläggning av bryggor och mindre muddringar leda till att en av de största problembilderna för skärgårdarna helt förbises: söndermuddrade vikar som grumlans genom frekvent trafik av små fritidsbåtar och drastiskt försämrade vattenutbyten (genom anläggande av pirar med mera) i känsliga fjärdssystem. Genom detta problemkomplex visas tydligt hur en detaljerad kartläggning (av exempelvis bryggor, pirar, muddringar) behöver användas för att skatta förändrade vatten- och sedimentrörelser (hydromorfologiska kvalitetsfaktorer). Problemkomplexet visar också att denna kartläggning behövs för att estimerar både förändringar på fysisk habitatnivå (förlust, kvävning, översedimentering) och på konnektivitet (genom exempelvis hinder, buller och förändrat vattenutbyte).

Erfarenheter från övriga studier

Det finns en stor mängd studier som undersökt miljöpåverkan från olika verksamheter i marin miljö. Gemensamt för dessa är att de fokuserar på enskilda typer av påverkanstryck, till exempel muddring, dumpning, fartygstrafik och bottenstrålning, samtidigt som de sällan gör någon detaljerad areell avgränsning som tar hänsyn till den omgivande naturgeografin (djup, vågeregim, bottenstrukturer). Resultaten visar oftast på övergripande orsakssammanhang mellan påverkanstryck och miljöpåverkan. Dessutom försöker studierna ofta fastställa generella samband mellan påverkanstryck och miljöeffekt utan tydliga rumsliga (geografiska, areella) samband. Om det å ena sidan har gått att fastslå att det finns mätbara problem med fiskrekrytering i hamnar (Sandström et al. 2005) är det i detta sammanhang oklart vad en hamn är eller hur stor påverkan är areellt sätt, och vilka rumsliga gradienter som kan spåras.

I vissa fall, som med arbetet inom MarLin (Tyler-Walters & Hiscock 2005) har det utarbetats omfattande matriser över principiella samband mellan arter och deras känslighet för viss typ av miljöpåverkan (som exempelvis kvävning, slitage och ändrad vågeregim). I sådana studier görs dock inte några försök att med den detaljeringsgrad som är nödvändig faktiskt kartlägga förekomst av sådan fysisk påverkan, genom att utgå ifrån enskilda förekomster av påverkanstryck och aggregera påverkan och analys till att forma heltäckande påverkans-, risk- och tillståndsbeskrivningar. Man kan här alltså förorda behovet av att bygga en påverkansmodell från grunden och med hydromorfologiska processer som bas undersöka fysisk påverkan. Endast i påföljande steg bör sedan habitat och arter med deras känslighet vägas in och eventuell faktisk påverkan studeras.

I ett annat arbete inom MarLin (Tillin & Tyler-Walters 2015) görs ett försök att utgå från fysiska förändringar (exempelvis förändrade hydrografiska villkor, fysisk skada utifrån sedimentextraktion, buller) och kvantifiera kriterier för påverkan så att det går att följa detta med olika indikatorer. Problemet är dock att det inte är så användbart med tröskelvärdeskriterier för påverkan som följd av faktiska förändringar om ingen kartläggning av förändringarna finns eller ens kan ske. Vi måste istället hitta en metod med vilken vi kan



2018-06-29

skatta relativ påverkan utifrån GIS-underlag och med expertbedömning eller evidens sedan gradera denna påverkan – och först därefter undersöka denna påverkans effekter i förhållande till naturmiljöns känslighet eller några uppställda bevarandekriterier och så vidare.

Analysmodell – grundläggande krav

En första version av en analysmodell har tagits fram för att uppskatta potentiella påverkanszoner från påverkanstryck i kusten. Modellen är adaptiv så att nya resultat kan tas fram i takt med att kunskapen förbättras.

Målet är att få ett automatiskt system som tar hänsyn till samtliga kartlagda påverkanstryck och som kan användas för att generera potentiellt påverkad yta enligt hydromorfologiska kvalitetsfaktorer, samt med avseende på störning av bentiska habitat. Förslaget nedan bygger på att det senare (påverkan på bentiska habitat) kan härledas ur påverkan på de förra (hydromorfologiska kvalitetsfaktorer). Denna potentiellt påverkade yta kan sedan sammanställas per vattenförekomst, per typ av habitat, kommun/län och så vidare. Resultatet ger därför både en areell uppskattning, nya GIS-underlag för planerings- och restaureringsändamål men även aggregeringar som möjliggör exempelvis statusklassning av vattenförekomst eller av habitattyp.

Att bestämma påverkanszon utifrån objekt och verksamhet

Utgångspunkten är att alla fysiska etableringar (objekt) och verksamhet som modelleras utifrån fartygstrafik (rörelser, intensitet) inverkar på de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna. Genom att väga samman potentiell påverkan på kvalitetsfaktorerna kan man nå aggregerade resultat som kan användas för att besvara olika frågeställningar. Avgörande är att man tillmäter de olika kvalitetsfaktorerna rätt vikt för aktuell frågeställning. Man kan exempelvis analysera påverkanszon med avseende på direkt bottenstörning, där störst vikt tillmätts morfologiska tillstånd och mindre vikt läggs vid hydrografiska villkor, eller så kan man studera förutsättning för bottenlevande rotfast vegetation för vilken ännu större vikt läggs vid morfologin. Om man istället är intresserad av förutsättningar för vissa fiskarter kan konnektivitet tillmätas högst vikt och morfologin vägas in genom att påverkan på denna exempelvis ökar grumling.

Metoden bygger på detta sätt på att för varje kvalitetsfaktor aggregera potentiell påverkan till en zon, sedan genom en andra aggregering väga samman dessa zoner givet en specifik frågeställning. Exempel på frågeställningar, användningsområden och förslag på aggregering finns i kapitel "Användning av påverkanszonering" nedan.

Karteringsskalan är avgörande för möjligheterna att fånga upp påverkan på arter, habitat samt påverkan på en mer holistisk nivå (som exempelvis Broad-scale habitats och administrativa regioner). Inom Helcoms arbete med BSII (Helcom 2017a) valdes en grid med upplösning 1 km och i varje pixel räknades förekomst av påverkanstryck, ekologiska värden och deras känslighet. Väljer man denna ansats löper man risken att dels knyta påverkan till naturmiljön där sådan egentligen inte förekommer, eftersom inte alla påverkanstryck har en påverkansradie av 1 km. Dessutom riskerar man att skapa ett yttäckande kunskaps- och beslutsunderlag som inte har tillräckligt hög upplösning för mer precist arbete gällande exempelvis restaurering av enskilda habitat, tillstånd och dispenser för enskilda muddringar och byggnationer och så vidare. Slutligen tappar man även möjligheten att nyttja högupplöst data om påverkanstryck i en mer finmaskig analys eller modell som tar hänsyn till lokala naturliga eller antropogena processer i ett modelleringsarbete. I den metod som föreslås bygger därför arbetet på att samla in och strukturera påverkanstrycken mycket högupplöst, i skalan 10-tals meter, och att först i en analysfas aggregera och generalisera påverkanszoner eller statistik på en högre nivå (grövre pixlar, administrativa zoner, habitat och så vidare).



Aggregering av påverkan och ett kumulativt index

Flera tidigare ansatser har utgått från metoden att addera överlappande påverkan från olika påverkanstryck. Inom Helcom sammanställs påverkanstryck genom att dels skatta frekvens och intensitet för verksamheter vilket ger tematiska påverkanstryck, dels addera olika tryck som överlappar via en "cumulation matrix" i vilken olika klassindelade påverkanstryck aggregeras.

Inom Oskar, JAMP Guidelines, Common Biodiversity Indicators BH3 beräknas "physical damage index" istället genom att addera rankad påverkan (1–10) och dividera med antalet påverkanstryck multiplicerat med maximal påverkan, vilket för varje ytenhet då får ett värde mellan 0 och 1 för graden av störning. Påverkan enligt denna metod är en kombination av störning och känslighet.

Båda dessa ansatser väger alltså in habitatens sensitivitet mot förekommande påverkan. En potentiell nackdel med denna metod är att aggregeringen och det kumulativa indexet är ställt mot vissa miljöer och frågeställningar. Metoden som valts här är istället att aggregera påverkanstryck som indikerar påverkan på kustens naturliga hydromorfologiska processer. Påverkanstryck aggregeras därmed individuellt utifrån dess förmåga att påverka processer. Givet en summerad påverkan kan denna sedan ställas mot olika habitats sensitivitet.

Modellen som tagits fram i detta projekt ger resultat bestående av tre kumulativa index över total avvikelse från naturliga referensförhållanden. Olika påverkansindex (impact index, physical damage index), kan sedan skapas givet olika frågeställningar och data om habitat. Exempel på detta finns i kapitlet "Användning av påverkanszonering". Själva metoden beskrivs ytterligare i styckena nedan samt i kapitlet "Metod för påverkanszonering".

Egenskaper hos miljö och påverkanstryck som vägs in i modellen

En begränsning vid val av metod har varit att den inte kan omfatta en avancerad modellering, eftersom det varken finns nödvändig indata eller några möjligheter (i dagsläget) att via fältvalidering forma en analytisk modell. Det är dessutom ett stort antal olika påverkanstryck som ska "modelleras" (appendix A1). Istället valdes en pragmatisk GIS-modell av typen expertbedömning inspirerat från Helcom, fast med mycket högre upplösning för att möta detaljerade indata (exempelvis bryggor) och habitat. Upplösningen som valdes är 10 meter.

Grundläggande krav på faktorer som beaktas för att ta fram "potentiellt påverkad yta" utifrån dessa förutsättningar är följande:

- Det kartlagda objektets **utsträckning**, areellt.
- Det kartlagda objektets **räckvidd** ut i vattnet (exempelvis hur långt ut från land en pir sträcker sig).
- Det kartlagda objektets **relativa inverkan** (impact) med avseende på hydromorfologiska kvalitetsfaktorer (vågbrytande effekter, spridning av sediment och så vidare).
- **Generell vågregim** runt det kartlagda objektet och hur denna påverkas.
- **Bottensubstrat** som påverkas och påverkar området runt objektet, exempelvis genom sedimentspridning eller erosionsärr/uppbyggnad av sandrevlar.
- **Djupverkan** (djuputbredning av påverkan). Objekt kan ge större påverkan om det ligger på botten med aktiv vågpåverkan (exempelvis genom resuspension). Detta kräver tillgång till en djupmodell.
- **Zonering** av intensitet så att modellen visar störst potentiell påverkan nära en företeelse eller grupp av företeelser.



2018-06-29

- Intensitet av påverkanstryck, det vill säga **aggregering** av närliggande företeelser, per hydrografisk kvalitetsfaktor och med hänsyn till zonerings.
- Det vore önskvärt att kunna ta hänsyn till speciella morfologiska sammanhang såsom störningar i ett smalt sund eller vid mynningen till ett vattendrag där påverkan på grund av olika vattenströmningar sprids över större ytor. Detta kräver dock en utvecklad naturtypsindelning; en hydromorfologisk typologi, vilken i skrivande stund endast finns som förslag (Kling manus).

Riktningen hos vågor och strömmar har inte tagits hänsyn till, på grund av bristande indata och tekniska/metodologiska problem. Våg- och strömriktning skulle dock vara tydligt relevant för exempelvis spridning av sediment via muddringsplym eller erosionsärr/ackumulation i sand runt en pir. Detta innebär att resultaten inte kan användas blint för att skatta möjlig påverkan på detaljnivå. På en vattenförekomstnivå eller på en biogeografisk/maringeografisk nivå enligt art- och habitatdirektivet (AHD) och havsmiljödirektivet (HMD), eller geografiskt vid analys av hela hydromorfologiska typer (vikar, laguner, flador osv.) bör dock resultaten kunna användas med viss tillförlitlighet, givet att modellens resultat aggregeras och summeras med lämplig metod. Nedan finns exempel på hur detta kan ske (se kapitel "Användning av påverkanszonering").

Koppling till samhällsliga drivkrafter (DPSIR-modellen)

Enligt ramdirektivet för vatten är ekologisk status ett uttryck för kvaliteten på strukturen och funktionen hos akvatiska ekosystem som är förbundna med ytvatten. Den ekologiska statusen är klassificerad i enlighet med direktivets bilaga V, där det framgår att de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna ska utgöra stöd för de biologiska kvalitetsfaktorerna. Enligt detta direktiv ska varje medlemsstat se till att det för varje vattendistrikt utförs en analys av dess karakteristika, en översyn av konsekvenserna av mänsklig verksamhet för ytvattnets och grundvattnets status samt en ekonomisk analys av vattenanvändningen.

I direktivet framgår vidare att medlemsstaterna ska fastställa påverkan ("Identification of Pressures") och genomföra en bedömning av miljökonsekvenser ("Assesment of Impacts"). Då en EU-gemensam tolkning av begreppen och den effektivaste metoden att närma sig begreppen måste utvecklas har man i vägledningsdokumentet *Guidance Document No. 3, Analysis of Pressures and Impacts*, antagit den så kallade DPSIR-modellen (D=Driving force, P=Pressure, S=Status, I=Impact och R = Response) som den metod som bör användas. Resterande avsnitt i rapporten beskriver hur påverkanstryck, deras utbredning och del i miljökvalitetsklassningen kan bestämmas (jämför Oesterwind et al. 2016, Elliott et al. 2017a).

Parametrar som styr modellen

Målsättningen är att modellen ska vara evidensbaserad. Det finns dock ingen forskning i dagsläget som har studerat relationen påverkanstryck, naturmiljö och utbredning av fysisk störning. Modellen bygger på att man uppskattar värden för ett antal faktorer. Det saknas dock evidens för dessa antaganden och de får betraktas som uttryck för en expertbedömning, "educated guess". Faktorerna gäller följande:

1. För varje typ av påverkanstryck tilldelas en grundvikt (värde 1–5) för de tre hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna. Grundvikten motsvarar graden av en potentiell förändring gentemot ett referensvärde, där 1= avvikelser utan betydelse och 5=helt ändrade förhållanden.
2. För varje typ av påverkanstryck görs en grundläggande uppskattning om hur objektets storlek kan relateras till en påverkanszons utsträckning. (Exempel: en brygga bryter vågor baserat på hur långt ut i vattnet den sträcker sig, men en muddring har snarare en effekt som ökar med dess faktiska utbredning).



2018-06-29

3. För respektive bottensubstrat används en multiplikator för respektive klass av bottensubstrat vid hydrografisk och morfologisk analys så att mjuka bottenar generellt är känsligare än hårdare bottenar för olika typer av påverkan.
4. För olika klasser av vågexponering används en multiplikator för respektive klass av vågexponering vid hydrografisk och morfologisk analys så att exempelvis spridning av finsediment får större effekt i halvt avsnörda miljöer än vid öppna kuster.
5. För olika djupzoner görs en omräkning, eller en uppskattad faktor, baserat på tilltagande djup så att exempelvis arealen av muddermassor ökar med ökat djup och effekter av erosion från fartyg minskar med ökat djup.
6. För olika typer av påverkanstryck bestäms hur de ovanstående multiplikatorerna ska användas vid beräkning av potentiell påverkan. Exempel: en pir bryter vågor lika oavsett djup men en muddring på djupt vatten resuspenderar inte sediment på samma sätt som en muddring på grunt vatten.
7. För de sammanslagna lagren med potentiell påverkan bestäms gränsen för "signifikant påverkan" per hydromorfologisk kvalitetsfaktor, för vattenförvaltningen enligt HVMFS istället "måttlig status" per parameter och hydromorfologisk kvalitetsfaktor, vilken utgör 15 % av en ytenhet.
8. För det sammanslagna lagret med potentiellt störd botten bedöms gränsen för "signifikant påverkan" för bentiska habitat enligt en bedömningsmatris

Bedömningen av de olika faktorerna beskrivs översiktligt i avsnittet "Metod för påverkanszonering".

För att metoden ska kunna anses validerad bör forskningsresultat komplettera och korrigera dessa antaganden, rimligtvis via fältstudier i olika miljöer där påverkan kan relateras till påverkanstryck av olika slag.

Validering och vidareutveckling av modellen

Modellen är adaptiv och kan utvecklas i takt med ny kunskap om effekter av fysiska påverkanstryck. Modellen behöver trimmas in med data från områden där ekologisk status och fysisk påverkan har bedömts för relevanta habitat. Därutöver behöver man titta på särskilda områden med kända problem, exempelvis tillbakagång av makrovegetation. Detta skulle kunna korreleras med de framtagna zonerna för fysisk påverkan genom modellen. Inom vattendirektivet saknas möjligheter för validering eftersom biologin inte är prioriterad när det gäller hydromorfologisk bedömning. Dock kan studier av de underliggande natur- och habitattyper som ska bedömas enligt havsmiljödirektivet och art- och habitatdirektivet ta fram mer kunskap om relationen mellan påverkanstryck och miljöeffekt. För att modellen ska kunna utvecklas och bli mer träffsäker krävs:

1. **Fältvalidering:** Validering med avseende på zonernas utbredning och klassindelning genom verifiering i fält av iakttagna effekter på miljön i relation till modellresultat.
2. **Kalibrering:** Justering av zonbredder och klassindelning, med avseende på orimliga resultat (jämfört med andra bedömningar) och kalibrering av vikter som tilldelas i modellen med avseende på naturmiljöns karaktär.
3. **Riktlinjer för tröskelvärden** tillämpliga inom tillståndsklassning av miljön så att påverkanszonernas värden motsvarar olika rapporteringskrav (till exempel havsmiljödirektivets deskriptorer, miljökvalitetsnormer, miljömål, bevarandestrategier).

Det saknas både storskaliga kartläggningar av störda habitat och de inventeringar som finns har inte dokumenterat eller tagit prover med syfte att undersöka antropogena fysiska strukturers inverkan på miljötillståndet. Därav är det nödvändigt att med utgångspunkt från modellen göra fältstudier i uttryckligt



2018-06-29

syfte att spåra samband mellan förändring i struktur och funktion av relevanta ekosystemkomponenter beroende på gradienter av påverkan runt olika former av etableringar.

Med andra ord är det påkallat att initiera ett projekt där man utgår från de teoretiska påverkanszonerna och planerar provtagning utifrån en stratifiering av naturmiljö (vågexponering, substrat, kusttyp), potentiell påverkan enligt modell och livsmiljö. Fältarbetsmomentet kan sedan säkra data som stöd för att hitta samband mellan fysiska etableringar och fysisk störning, exempelvis genom slumpvisa rutininventeringar inom olika avstånd från fysiska etableringar i olika naturmiljöer (djup, bottensubstrat, vågexponering). Likaså måste fältstudier kompletteras med forskning/studier i syfte att befästa den fysiska påverkans effekter på vissa biologiska parametrar, till exempel fysiska skador på botten (förekomst, struktur, funktion) men även arters förändrade rörelsemönster.

För att få ett resultat från modellen som bättre överensstämmer med faktisk påverkan vore det även nödvändigt med en kartläggning av hydromorfologiska typer i kusten och en fältstudie som slår fast hur de olika typerna påverkas av olika verksamhet, exempelvis vad effekten blir om man muddrar i ett trångt sund eller förstör tröskeln till en lagun.

Slutligen är den låga kvaliteten på ingående data vad gäller djup och i synnerhet bottensubstrat begränsande för möjligheten att göra kvalificerade analyser, eftersom exempelvis grunda mjukbotten helt saknas i vissa områden. Existerande vågexponeringsmodell skulle kunna ersättas av vågparametrar (exempelvis signifikant våghöjd, våglängd och period) förutsatt att det finns tillgång till vågdata för kustområdena. Om så görs kan skattningen av hydrografiska villkor och förändring av dessa bättre provas exempelvis med modelldata eller expertbedömning. Till dess att det finns sammanställda forskningsdata eller för uppgiften fältmässigt insamlade data som kan relatera effekter till fysisk störning i olika miljöer (kusttyper) finns tre möjliga sätt att testa resultaten från denna modell:

1. Rimlighetsbedömning av expert, med eller utan referensmaterial (till exempel naturvärdeskarteringar) eller lokalkännedom om höga eller låga naturvärden och eventuell relation mellan fysiska etableringar och effekter på vågor, botten, sedimentation och konnektivitet.
2. Jämförelse mellan Helcoms buffertzoner (BalticBoost) och modellens påverkanszoner för olika typer av verksamheter.
3. Jämförelse med Helcoms gradering av effekt (i fem klasser) med resultat från denna modell, med hänsyn taget till lokala effekter kring objekt (naturgeografiskt anpassade) samt en helhetsbedömning av dessa effekter relativt andra objekt. Det är möjligt att studera mindre kustavsnitt och se hur väl modellen skiljer ut platser med enligt Helcom "high" gentemot "low" impact. Lokala studier kan sedan aggregeras på en övergripande skala, till exempel en vattenförekomst eller ett skärgårdsområde, och detta kan jämföras med Helcoms övergripande påverkansanalys. Förslag på påverkanszoner från Helcom finns sammanfattade i appendix B1.



Från kartläggning av påverkanstryck till indikatorer på fysisk påverkan

Kartläggning av påverkanstryck

Som utgångspunkt för att uppskatta fysisk påverkan har existerande digitala data om etableringar i grunda havsområdet sammanställts och kompletterats både med inventering i ortofoton och genom olika GIS-analyser av indirekta indikationer på påverkanstryck.

Arbetet omfattade två geografiskt nationellt heltäckande kartläggningar, dels gällande 1960-talet, dels gällande nutid, 2016 (i praktiken ett intervall mellan 2017 och några föregående år). För att möjliggöra förändringsstudier, bland annat gällande påverkanstryckets utveckling efter införande av restriktivare strandskydd och en riktad satsning på marina habitat, kompletterades kartläggningen av regionvisa kartläggningar även för mitten av 1990-talet (kring 1994) och tiden kring 2008. Målsättningen var att dessa utvalda regioner skulle kunna avspegla nationella utvecklingslinje, täcka in gradienter från storstad till glesbygd och områden med respektive utan marin reservatsbildning.

Det är ofta inte möjligt att exakt tidsbestämma olika etableringar eftersom nationella register och datamängder så som fastighetskartan, sjökort, ortofoton eller register över vattenbruk ajourhålls med olika frekvens och ofta utan att precist och korrekt datera de objekt eller verksamheter som registerförs. Detta medför att kartläggningen ger en användbar bild av påverkanstryck på ett nationellt plan med stor statistisk tillförlitlighet men i enskilda detaljer kan vissa objekt hänföras till fel tidsperiod. Vid tecknandet av en nulägesbild då allt material av senaste datum används ger dock materialet en ganska god bild av nuläget. Enskilda årtal som anges för metodbeskrivningar och datering av resulterande geodata beskriver ett fåtal år nära det utskrivna årtalet. I de fall där intervall mellan två årtal anges är perioden något mer specifik, men inte nödvändigtvis strikt.

Kartläggningen utfördes genom att definiera området marint vatten, sammanställa data över detta område, dela inom området i inventeringsrutor och via granskning av ortofoton rita in de objekt som påträffades i vattenområdet, eller bröt kustlinjen. För vissa typer av påverkanstryck, så som muddringar i djupare eller grumliga områden samt erosion och ankringsskador från fartygstrafik, utfördes GIS-analyser som syftade till att få en detaljerad bild av risk för påverkan, på samma skala som inventeringen i ortofoton. Denna kartläggning baserades på ett raster med 10-meters upplösning. Efterföljande analyser, regionala liksom nationella, har utförts med samma upplösning. Resultaten från olika analyser presenteras dessutom i mer övergripande enheter, som exempelvis kommun, län eller vattendistrikt.

Nedan beskrivs denna kartläggning och efterföljande analysmoment steg för steg så att denna omfattande rapport lättare skall kunna begripas i sin helhet och de olika delarna förstås i sitt sammanhang.

Moment inom kartläggningen

Kartläggningen av påverkanstryck, det vill säga uppbyggnaden av ett digitalt register med objekt som kan förmodas utgöra påverkanstryck på de marina miljöerna, kan kortfattat, punkt för punkt, beskrivas enligt följande:

1. **Definition av vilka objekt och verksamheter som beskriver påverkanstryck** och vad som är realistiskt att kartlägga eller nationellt modellera med enklare medel. Styrande i detta avseende är förberedande rapport över nomenklatur, tidigare kartläggningar och tillgängliga data (Metria 2017). Påverkanstryck som kunde kartläggas i detalj baserat på ortofoton benämndes i denna

2018-06-29

förberedande studie "prio-1-objekt" och de typer av påverkanstryck som beslöts samlas in från existerande register benämndes "prio-2-objekt".

2. **Insamling av existerande digital lägesbestämd data över påverkanstryck** från olika register, så som sjökort, fastighetskartan m.m. Dessa "prio-2-objekt" beskrivs vidare i appendix C1. Datakällor till dessa beskrivs i appendix E5.
3. **Kartläggning baserat på ortofoto av fysiska etableringar** i eller vid vatten, för tre tidpunkter; kring 1960, tiden kring 1994 och kring 2016, kompletterat av en sammanställning av tidigare kartlagda påverkanstryck från tiden kring år 2008. Detta beskrivs i appendix C1.
4. **GIS-analyser av risk för erosions- och ankringsskador** från båttrafik, baserat på AIS-transponderdata. Detta beskrivs i appendix C2.
5. **GIS-analyser av muddringar i områden där dessa ej syns i ortofoton**, baserat på AIS-transponderdata. Metoden inkluderar även analys av dumpningar av muddermassor från samma källa. Detta beskrivs i appendix C3.
6. **GIS-analyser som visar invallade havsvikar**, det vill säga där tidigare grunda havsområden torrlagts eller snörts av så att viken upphört att existera. Detta beskrivs i appendix C4.
7. En **GIS-analys av småbåtshamnar** utfördes även för att följa upp tidigare studier från mellan år 2000 och 2008 och för att komplettera trendanalyserna. Kartläggning av småbåtshamnar beskrivs i appendix C5.
8. **En uppföljande analys av byggnation, muddringar, dumpningar, ankringsskador och erosion** utfördes för perioden 2007–2012. Eftersom en viktig aspekt dels är förändringsstudier rent allmänt, dels data för uppföljningen av i synnerhet art- och habitatdirektivet, togs även bästa möjliga data angående perioden 2007–2012 fram och analyserades genom insamling av äldre data (bryggor och hamnar från 2008), och analyser av AIS-data från åren 2007–2012.
9. På detta följde **metodtester och rekommendationer för nya tänkbara indikatorer på påverkanstryck** (Törnqvist & Keskitalo 2017). De viktigaste, och som rekommenderades för framtida kartläggningar, var
 - a. Kartläggning av bottenstörande trålning (appendix D1).
 - b. Kartläggning av marint buller, där det impulsiva bullret räknas som fysisk störning (appendix D2).
 - c. Detektion av byggnationer i vattnet med hjälp av fjärranalys, som alternativ till att kartlägga dessa genom manuell granskning av ortofoton
 - d. Detektion av muddringar med hjälp av fjärranalys, som komplement till manuell okulär kartläggning i synnerhet i områden med grumligt vatten, och med möjlighet att grovt skatta utbredning av sedimentation
 - e. Historiska utfyllnader i kustzonen genom studiet av äldre kartor

Resultat och leveranser från kartläggningen

Eftersom de digitala registren över exempelvis sjökort är av senaste datum har dessa inte kunnat samlas in för tidigare perioder och de ingår därmed inte heller i de jämförelser över påverkanstryckens utveckling som utförs. Däremot ingår allt material i analysen av potentiellt påverkade bottenar, som alltså avser "nuläge", det vill säga tiden kring år 2016.



2018-06-29

Resultatet från kartläggningen omfattade leveranser av data för 1960-talet, tiden kring 1994, tiden kring år 2008 samt tiden kring 2016. Dessa leveranser finns beskrivna i appendix C1–C5.

Analys av påverkanszoner och påverkade miljöer

Påverkanszoner, det vill säga potentiellt påverkade bottenar, togs fram för den nutida period som data höll för (tiden närmast 2016). För övriga perioder (1960-tal, kring 1994 och kring 2008) utfördes istället olika typer av trendanalyser som inte bygger på en komplett kartläggning av alla tänkbara objekt utan som istället försöker teckna utveckling av påverkanstrycken med hjälp av en delmängd kartlagda objekt, och med fokus på vissa delområden skatta andelen påverkade och orörda bottenmiljöer.

Påverkanszonerna är inte tänkta att användas vid uppföljning och planering i detalj för enskilda objekt, utan på en mer övergripande nivå. Trendanalyserna är tänkta att ge en bild av den historiska och regionala utvecklingen. Nedan beskrivs momenten inom analysarbetet, inklusive metodutveckling och modellkörning.

Förberedande arbeten inom analysmomentet

Då metoden bygger på att ta hänsyn till naturmiljön vid analys av påverkad zon, och denna naturmiljö även behövs vid statistisk bearbetning av utbredning av påverkan och trendanalyser, var det nödvändigt att som förberedelse skapa nya nationellt täckande underlag för bottenstrukturer, djup och vågexponering. Nödvändigt var även att forma en enhetlig och avgränsad marin vattenyta, som också saknades nationellt. Dessa underlag och metoderna för att framställa dem finns beskrivna i appendix E1-E4.

Moment vid metodutveckling av analysmetoden och vid analyserna

För att kunna utföra analyser av potentiellt påverkade bottenar utfördes följande moment:

1. **Litteraturstudier** över tidigare försök att skatta areell påverkan från påverkanstryck. Huvudkälla har varit olika arbeten inom Helcom (se kapitel Styrande kunskap och förutsättningar).
2. **Metodutveckling som syftar till att skapa aggregering av påverkanstryck** och som tar hänsyn till naturmiljö, påverkanstryckens typ, storlek och antal. Metoden beskrivs nedan, bestämda styrvärden i appendix A1 och metodens sammanhang i appendix B1–B2. Analysprocessen, det vill säga körning av modellen för påverkanszon, finns kortfattat beskriven i appendix F.
3. **Metodutveckling för att kunna göra förändringsstudier** av utveckling av påverkanstryck, även då det föreligger kartläggningar av något olika typ, exempelvis bryggor i form av punkter och linjer och bristande överensstämmande i läge och geometrier för objekt, vilket ofta ställer till problem vid förändringsstudier.
4. **Metodutveckling för att hitta lämpliga uppföljningsenheter**, så som värdefulla naturmiljöer (grunda exponeringsskyddade bottenar), kommuner, län och vattendistrikt och att för dessa hitta lämpliga mått, t.ex. antal, andel, närhet och täthet av påverkan. Detta beskrivs i appendix C7.
5. **Undersökning av hur påverkanstrycken kan relateras till samhällsliga drivkrafter** enligt DPSIR-terminologin (appendix C6).
6. **Modellkörning** där påverkanstrycken gällande tiden kring 2016 omvandlades till potentiella påverkanszoner, enligt appendix F.



2018-06-29

7. **Statistik- och kartframställning** för de indikatorer, miljöer och regionindelningar som valts under metodutvecklingen. Statistiken inkluderar även en analys av hur påverkanszonerna fördelar sig per naturmiljö och administrativ enhet.

Resultat från påverkansanalyserna

Resultatet av kartläggningen av påverkanstryck användes i två olika påverkansanalyser; dels analys av potentiellt påverkade bottenar (påverkanszonering i kommande kapitel), dels en översiktlig statistisk sammanställning av påverkanstryck uppdelat i olika naturmiljöer och administrativa enheter (kommun, län, vattendistrikt).

- **Påverkanszonerna** föreligger som raster- och vektordata i GIS-format
- **Uppföljningen av påverkanstrycket** föreligger i form av Excel-ark. Exempel på resultat och användningsområden för påverkanszoner finns i kapitlet "Användning av påverkanszonering".

Arbetet avslutas med fyra omfattande bilagor (appendix G1-G4) med kartor och diagram över dels uppföljning av påverkanstryck och skattningar av påverkade miljöer för de olika tidpunkterna 1960-talet, tiden kring 1994, omkring 2008 samt tiden närmast 2016, dels statistik över hur påverkanszonerna, alltså från tiden närmast 2016, fördelar sig inom olika naturmiljöer och administrativa enheter.

En viktig och utvecklingsbar indikator är den som avser fragmentering av viktiga habitat (appendix G2), en indikator som skulle kunna utvecklas vidare givet bättre kartläggning och modeller över höga naturvärden och bättre kunskap om djupförhållanden, bottensubstrat och vågexponering.

Rekommendationer för användning av påverkanszoner och för nya typer av indikatorer som presenteras i denna rapport får anses vara viktiga resultat från arbetet, inte bara producerade GIS-data och statistik.



Metod för påverkanszonering

Detta kapitel beskriver hur metoden för potentiella påverkanszoner kring fysiska etableringar och verksamheter i kusten tagits fram. Modellen genererar potentiella påverkanszoner med avseende på de tre hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna ("Påverkanszoner.gdb").

Metoden för analysmodellen är tänkt att ta hänsyn till egenskaper hos objekten och hos den omkringliggande miljön, till skillnad från att endast göra en "dum buffert" runt varje objekt.

Olika varianter av analysmetoder provades baserat på raster ("kernel density", "cost distance" och så vidare) men eftersom varje objekt måste behandlas unikt med individuell riskviktning och påverkanszon fick metoden baseras på en vektoranalys genom koncentrisk buffertar med risk för påverkan som avtar med avstånd från påverkanstrycket. På detta sätt kunde vi ta hänsyn till alla punkterna i listan ovan (se "Parametrar som styr modellen"). Det saknas bra metoder för att genom rasteranalys få individuella kernels per objekt och dessutom ta hänsyn till barriärer (som exempelvis en långsmal landtunga).

Modellen aggregerar dels potentiella påverkanszoner runt kartlagda påverkanstryck. Dessutom aggregeras resultat från fristående GIS-modeller där kartläggning saknas, vad gäller intensitet för svall, avsänkning, propellerströmmar och ankring.

Modellen är tvådimensionell men tar vid behov hänsyn till olika brytpunkter (cutoff) vad gäller djuputbredning av påverkan.

Metoden utgår från vektordata samt rasterdata i 10 meters upplösning och har följande indata:

- Påverkanstrycken (> 200 000 objekt) som kartlagts inom detta projekt (appendix C1–C5).
- Djupzonsmodell och avgränsning land–hav som har tagits fram (appendix E1 och E2).
- Bottensubstrat från SGU som rasterats och anpassats efter vattenytan/aktuell strandlinje (appendix E3).
- Vågexponering (SWM, Simplified Wave Exposure) från AquaBiota (Isæus 2004, Naturvårdsverket 2006, Wijkmark & Isæus 2010) som har anpassats efter vattenyta/aktuell strandlinje (appendix E4).

Metoden utgår från Helcom Coreset II och försöker möta denna metod så långt det är möjligt. Utifrån definitionen och exemplen ovan görs följande grundläggande metodförslag:

1. Sammanställa data och tilldela grundvikt. I detta moment "stämplas" varje objekt med ett grundvärde för påverkanstryck, se Steg 1: Sammanställ och harmonisera data. Tilldela grundvikt.
2. Tilldela värden med avseende på naturmiljön, i brist på kartläggning av hydromorfologiska typer och deras olika känslighet för olika typer av påverkan, se Steg 2: Tilldela värden med avseende på naturmiljö.
3. Tilldela aggregerade påverkansbuffertar. I detta moment kompenseras påverkanstrycket efter objektets storlek och naturmiljöns beskaffenhet (se *Figur 1*). Påverkanszoner överlagras och summeras per hydromorfologisk kvalitetsfaktor, se Steg 3: Tilldela aggregerade påverkansbuffertar för karterade objekt.
4. Addera buffertzoner från modeller. Skattade påverkade områden avseende ankring och svall (appendix C2) vägs in och adderas. Resultatet blir en sammanvägd total påverkanszon per kvalitetsfaktor, rankad från 1 till 5. Se avsnitt Steg 4: Addera buffertzoner från modeller.

Sammanställ påverkanszonernas procentuella täckning av vattenförekomst, habitat, GEM-område och så vidare. Se avsnitt

2018-06-29

5. Steg 5: Skattning av potentiell påverkan utifrån zonerna.
6. Viktning av påverkanszon mot olika ekologisk/biologisk känslighet och sammantagen bedömning av påverkan, se Steg 6: Biologisk påverkanszonering.

Steg 1: Sammanställ och harmonisera data. Tildela grundvikt

Inom detta moment sammanställs alla objekt och grundvärden för påverkan på hydrografiska villkor, morfologiskt tillstånd och konnektivitet tilldelas.

- Utifrån objektens typ och anmärkningar från digitalisering sammanställs alla objekt och tilldelas attributet "Klass". Detta gäller karterade objekt som indikerar fysiska etableringar samt muddring. Klasserna finns i appendix A1.
- Alla insamlade geometrier görs till polygoner i två dimensioner, projicerade i SWEREF-99. Punkter och linjer ges en utbredning som bäst försöker avbilda faktisk utbredning ställt till kravet på precision och upplösning (10 meter), vilket betyder att enskilda små objekt (exempelvis kabel och brygga) buffras med 5 meter.
- Alla kartlagda företeelser samt modellerade verksamheter (erosion från ankring, svall, avsänkning) ges en grundvikt med avseende på de tre hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna hydrografiska villkor, morfologiska tillstånd och konnektivitet, se appendix A1 och C2.

Grundvikten tilldelas på typnivå värdet 1–5 beroende på hur stor risk det är att företeelsen påverkar omgivningen, det vill säga dess relativa förmåga att påverka hydrografiska villkor, morfologi och konnektivitet. Tilldelningen sker genom att för varje påverkanstyp (pressure) placera in denna i en graderad skala genom att bedöma den övergripande karaktären enligt indelningarna i Tabell 1 (hydrografiska villkor), Tabell 2 (morfologiskt tillstånd) samt Tabell 3 (konnektivitet). Grundvikterna i appendix A1 och C2 samt de tre tabellerna baseras på litteraturstudier (appendix B1 och B2) och efterföljande expertbedömning i samråd med modelleringsexperter och hydrologer på DHI.

Tabell 1. Klassindelning av vikt för påverkan på hydrografiska villkor.

Vikt	Förmåga att påverka vågor	Exempel
1	Ej strandfast, från botten till yta, punktoobjekt	Dykdalb, mast
2	Ej strandfast, ej från botten till yta, areaobjekt	Vrak, dumpning
3	Ej strandfast, från yta, areaobjekt	Fiskodling
4	Strandfast, ej täckande från botten till yta	Brygga
5	Strandfast, täckande från botten till yta	Pir, utfyllnad, kaj



2018-06-29

Tabell 2. Klassindelning av vikt för påverkan på morfologiskt tillstånd.

Vikt	Förmåga att ändra botten och sediment	Exempel
1	Ändrar mycket lite; vag sedimentation, små ärr	dykdalb
2	Delvis ändrad botten typ och risk för ackumulation	båthus, brygga
3	Mycket ändrad botten typ, tydligt ökade förutsättningar för erosion/ackumulation	pir
4	Ändrar botten helt	muddring/dumpning
5	Ändrar botten helt och sprider sediment via grumling	grund muddring/dumpning

Tabell 3. Klassindelning av vikt för påverkan på konnektivitet.

Vikt	Förmåga att blockera arter och vattenflöde	Exempel
1	Objekt med mindre areell utbredning och oklar påverkan	dykdalb
2	Objekt som ändrar habitat och utgör visst hinder	vrak, dumpning
3	Spridd verksamhet och byggnation	småbåtshamn
4	Buller och rörelser från verksamhet, spridd byggnation	industrihamn
5	Strandfast från botten till yta, blockar rörelsevägar helt	pir

Steg 2: Tildela värden med avseende på naturmiljö

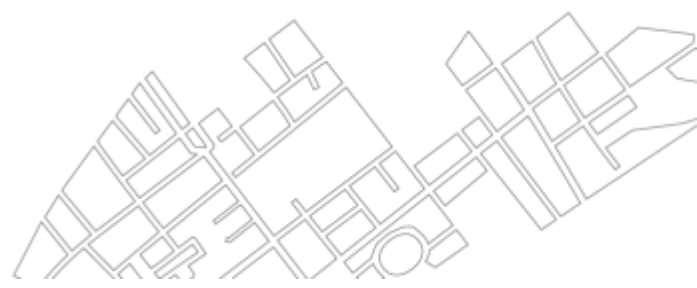
Inom detta steg kompenseras vikterna efter den lokala miljön runt objektet. För alla instanser av objekt tas följande egenskaper fram för objektets centroid:

Djupzon, där värde 1–15 motsvarar djupen: 3 = 0–3 m, 6 = 3–6 m, 10 = 6–10 m samt 15 = 10–15 m. Djupzonerna är framtagna med data från sjökort och förbättrade med tillgängliga underlag (appendix E2).

Bottensubstrat i sex klasser där klasserna framgår i Tabell 4. Bottensubstratet är framtaget med hjälp av ytsubstrat från SGU. Klassindelningen enligt EUNIS är en rak översättning föreslagen av SGU (Rapport 2010:6), se appendix E3.

Avstånd till strand räknas ut genom att skapa ett distansraster utifrån strandlinjen (NSL). Ytbildande objekt (till exempel breda pirar, bortgrävningar och byggnader) sätts först till vatten för att få fram rätt avstånd. I annat fall kommer exempelvis en strandfast pir som ingår i strandlinjen att få distans = 0 eftersom den ligger "på land", det vill säga utgör land. Avstånd till strand görs genom att sampla alla pixlar under objektets area och ta max(distans) där distans är värdet i distansrastret, ett rasterskikt med 10 meters pixlar.

Vågexponering hämtas från det kontinuerliga värdet i SWM-modellen (Naturvårdsverket 2006, se även Isæus 2004, Wijkmark & Isæus 2010), se appendix E4.



2018-06-29

Tabell 4. Klassindelning av bottensubstrat enligt SGU och EUNIS.

Begrepp enligt SGU	Motsvarande enligt EUNIS	Klass
Häll, kristallin berggrund, sedimentär berggrund	Cobbles, boulders and bedrock (rock)	1
Sten och block, postglacialt grus och sten, isälvsavlagring, moränlera, lerig morän	Pebbles, cobbles and boulders	2
Sand, grus och sten, postglacial sand och grus, glacial lera	Sand, coarse sand, gravel and pebbles	3
Finsand, postglacial finsand	Sand	4
Mjuk lera, postglacial lera, gyttjelera och lergyttja, postglacial silt	Mud	5
Artificiella substrat, fyllning	Filling material, unclassified	6

Steg 3: Tilldela aggregerade påverkansbuffertar för karterade objekt

Basen i påverkanszonen är objektets storlek. För strandnära objekt är det istället maximalt avstånd från strand. En lång pir får därmed en större påverkanszon än en liten pir eller en kaj längs stranden, liksom en stor dumpning får en större påverkanszon än en liten dumpning. Följande anpassningar till denna metod har implementerats:

1. För alla objekt sätts en viktad storlek till hypotenusan av objektets omslutande rektangel. På så vis viktas långsträckta objekt upp, framför kompakta.
2. För dumpningar sätts en djupvikt till 3,0/djupzonen och den viktade storleken för påverkanszonen modifieras med denna djupvikt, eftersom det är värre om en dumpning sker på grunt vatten där vågorna kan sprida sediment.
3. För muddringar sätts den beräkningsgrundade storleken till kvadratroten av (muddringens storlek * 10) så att den effektiva storleken på påverkanszonen planar ut för mycket stora muddringar eftersom problem med resuspension, konnektivitet och så vidare inte står i linjärt förhållande till objektets storlek.
4. För små objekt med liten påverkan (rör, kabel, badplats) sätts fasta zoner om radien 10 (hydrografiska villkor) eller 40 (morfologiskt tillstånd, konnektivitet) meter.
5. För övriga objekt skiljs på de som ligger på havsbotten och de som är kustfasta. De på havsbotten (till exempel vrak, dumpning) får en buffert som grundar sig på storleken och minskar med djupzon. För kustfasta objekt (exempelvis brygga och pir) sätts storleken maximalt avstånd till kust, så att objekt som "sticker ut" får större zon än de som ligger parallellt längs med kusten.

Naturmiljön kompenseras genom viktning som beskrivs i styckena Hydrografisk viktning, Morfologisk viktning (exponering) samt Morfologisk viktning (geologi).

Hydrografisk viktning

Vågexponeringen viktas in så att den areella utbredningen av ändrade vågor blir större ju mer exponerat ett objekt är. Omräkningsfaktor anges i Tabell 5.



2018-06-29

Tabell 5. Klassindelning av omräkningsfaktor för hydrografisk påverkan relativt värden för vågexponering.

Vågexponering	Faktor
0–2000	1
2001–4000	2
4001–6000	3
6001–10000	4
10001 +	5

På detta vis får exempelvis en pir i en utsatt strandkust en vid påverkan på vågor medan en brygga i en skyddad vik inte får det.

Morfologisk viktning (exponering)

Vågexponeringen viktas in så att den areella utbredningen av ändrad morfologi avseende sedimentation blir större ju mindre exponerat ett objekt är. Omräkningsfaktor anges i Tabell 6.

Tabell 6. Klassindelning av omräkningsfaktor för morfologisk påverkanszon (sedimentation) relativt värden för vågexponering.

Vågexponering	Faktor
0–2000	4
2000–4000	3
4001–6000	2
6001–10000	1
10001 +	0,5

På detta vis ger en muddring i en skyddad vik upphov till mer påverkan genom sedimentation i närområdet. En liknande muddring i en mer vågexponerad miljö kan innebära att sediment sprids en längre sträcka, men denna spridning får samtidigt låga koncentrationer och vågverkan minskar dessutom sedimentationen i närområdet.

Morfologisk viktning (geologi)

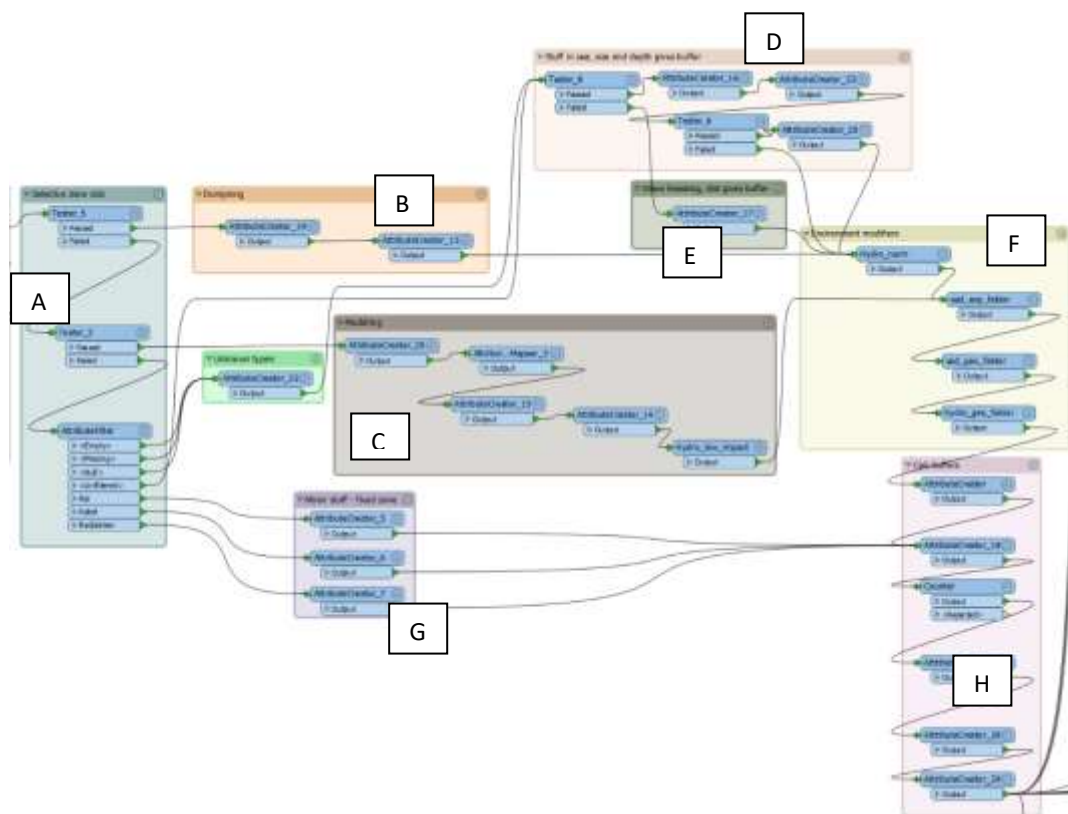
Bottensubstratet vägs in så att påverkan blir större ju mer finkornig en botten är. Både erosion, spridning av sedimentplymer, resuspension och så vidare får större påverkan i mjukbottenområden, enligt Tabell 7.



2018-06-29

Tabell 7. Klassindelning av omräkningsfaktor för morfologisk påverkan i förhållande till bottensubstrat.

Bottensubstrat	Nr	Faktor	Kommentar
Cobbles, boulders and bedrock (rock)	1	0,1	Stabilt, eroderar/grumlar ej
Pebbles, cobbles and boulders	2	0,25	Stabilt, eroderar/grumlar ringa, endast mindre andel finkornigt material
Sand, coarse sand, gravel and pebbles	3	1	Relativt lätteroderat men grumlar ringa, endast mindre andel finkornigt material
Sand	4	1,5	Lätteroderat men grumlar ringa, endast mindre andel finkornigt material
Mud	5	2	Lätteroderat, grumlar lätt, hög andel finkornigt material
Filling material, unclassified	6	1	Olika fraktioner, eroderar/grumlar något



Figur 1. Illustration av en central del av modellens steg 3; beräkningen av påverkanszonernas utsträckning. A: Objekten delas upp efter kategori; muddring, dumpning, objekt med liten inverkan (kabel, rör, badplats) samt övrigt. B: För dumpning minskar påverkan med djup men ökar i areal med djup. C: För muddring justeras påverkanszonens storlek ned för stora muddringsobjekt. Mjuka substrat ökar påverkan med avseende på morfologi. Zonen viktas upp för mjuka sediment. Vikten sänks för muddringar i djupt vatten och dessutom viktas områden upp där material resuspenderas på grund av en måttlig vågexponering. D: För objekt som ligger på havsbotten, ej intill kust, minskar vikt och zon med ökat djup. E: För kustnära objekt som bryter vågor justeras zonen efter hur mycket objektet "sticker ut" i vattnet. F: Faktorer

2018-06-29

räknas ut baserat på vågexponering och substrat. G: För mindre objekt tilldelas en fast zon. H: Zonbredd, antal buffertar och zonvikt (max) räknas ut baserat på tilldelat värde och modifierare. Maxvärde och max antal buffertar bestäms.

Beräkning av individuella buffertzoner

De olika buffertzonernas storlek beräknas lite olika för de tre typerna av zoner. För hydrografisk zon anses skillnad i påverkan bero i synnerhet på vågexponering men även om objektet ligger på djupt vatten och/eller når upp till ytan, det vill säga i vilken grad objektet bryter vågor. För morfologisk zon är det istället bottensubstrat och vågexponering som är tongivande. För konnektivitet är det svårare att hitta avgörande faktorer annat än om objektet ligger på djupt vatten och/eller når upp till ytan, det vill säga i vilken grad objektet blockerar eller ändrar vattenrörelser och därmed arters rörelser.

- **Zonen för hydrografisk påverkan** beräknas utifrån objektets storlek, hydrografisk viktning och djupviktning. Objekt i strandkanten som bryter vågor erhåller sin storlek utifrån hur långt de sticker ut i havet. Objekt på havsbotten erhåller sin storlek av sin area. Zonens area ökar med ökad vågexponering, eftersom objekt som ligger i områden med en högre vågexponering medför en större avvikelse i vågpåverkan.
- **Zonen för morfologiskt tillstånd** beräknas utifrån objektets storlek, morfologisk viktning (exponering) samt djupviktning. De flesta objekt får större påverkanszon i mjuka substrat genom erosionsärr, sedimentplymer och så vidare.
- **Zonen för konnektivitet** beräknas utifrån objektets storlek, vikt för konnektivitet samt djupviktning. Objekt grundnära och som täcker zonen från botten till ytan får större vikt. Strandnära objekts storlek beräknas utifrån hur långt ut de sticker från stranden, det vill säga hur mycket de bryter eller klipper av den biologiskt viktiga grundzonen för längsgående konnektivitet.
- **Zonernas maxvärde** beräknas utifrån grundvikten för hydrografi/morfologi/konnektivitet (1–5), djupviktning och för hydrografi vägs morfologisk viktning (exponering) in, för morfologi vägs morfologisk viktning (geologi). På detta sätt kan värdet på påverkan (impact) viktas upp för mjuka sediment eller sand i vissa vågexponeringsmiljöer och viktas ner där substrat är mindre mobila av geogena och hydrografiska orsaker.

Zonens maximala storlek är alltså dess utbredning i rummet, det vill säga buffertens storlek. Zonens maximala värde anger potentiell påverkan, det vill säga avvikelse från referensförhållande, som råder i zonens mitt. På detta sätt erhålls en bredd för respektive zon samt det maximala värdet på påverkanstryck som föreligger i zonen. Med utgångspunkt med dessa värden kan sedan koncentrisk delbuffertar med en graderad påverkan skapas enligt nedan.

Generering av delbuffertzoner

Delzoner skapas inom den totala buffertzonen skapas och tilldelas värden genom följande steg:

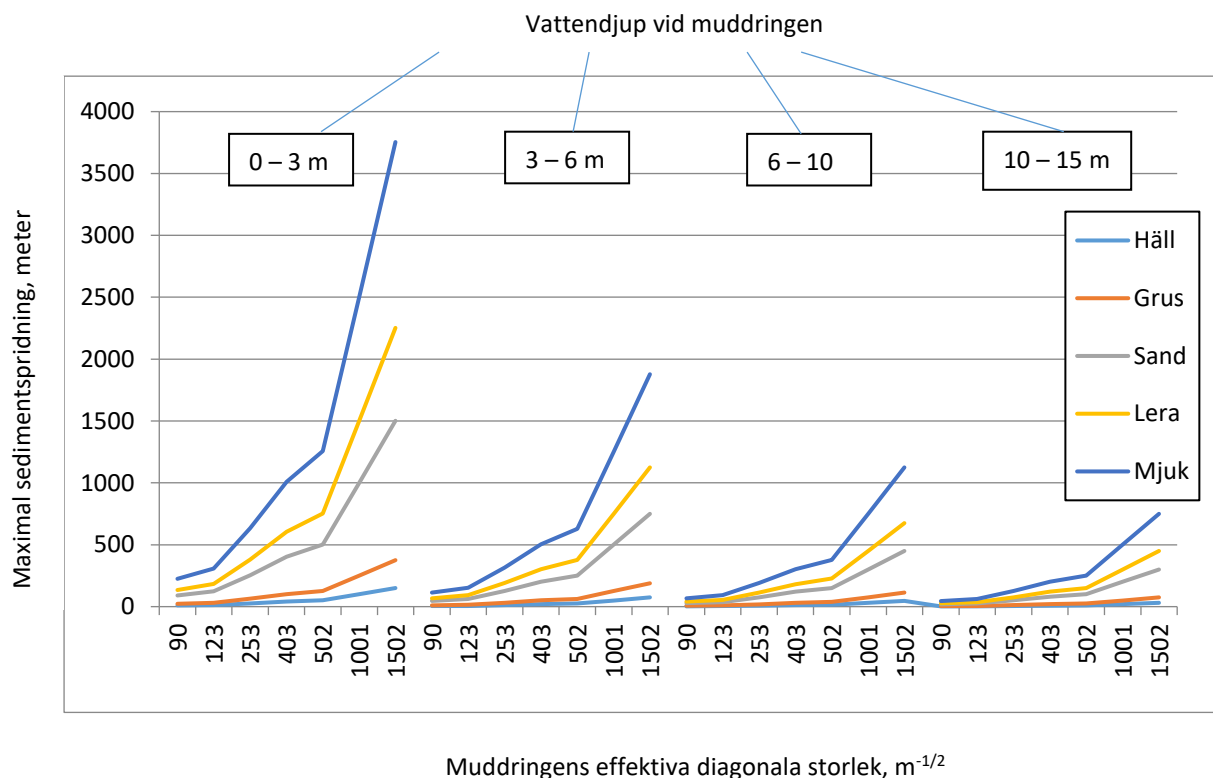
1. Om det viktade värdet för respektive zon överstiger siffran 6 sätts värdet till 6. Det förutsätts alltså att oavsett naturgeografiska betingelser är inget påverkanstryck mer än 50 % så stort som en tänkt, neutral, kraftig påverkan (maxvärde 4).
2. Zonbredden delas sedan i upp i lika många delar som zonen har maximalt värde, så att graderade delzoner kan skapas från värde max (zonens mitt) till värde 1 (zonens kant).
3. Antalet zoner sätts sedan till maxvärdet för zonen.
4. Sedan sker själva buffertzoneringsen. En multibuffert skapas för hydrografiska villkor, morfologi och konnektivitet. Deras bredd sätts till zonbredden / 2,5 (bestämd *ad-hoc*).



2018-06-29

5. Delzonernas värde (potentiell störning) tilldelas avtagande så att maxvärdet uppträder i innersta zonen, i yttersta zonen värdet 1.

För exempel på resultat från beräkning av viktade buffertzoner, se *Figur 2*.



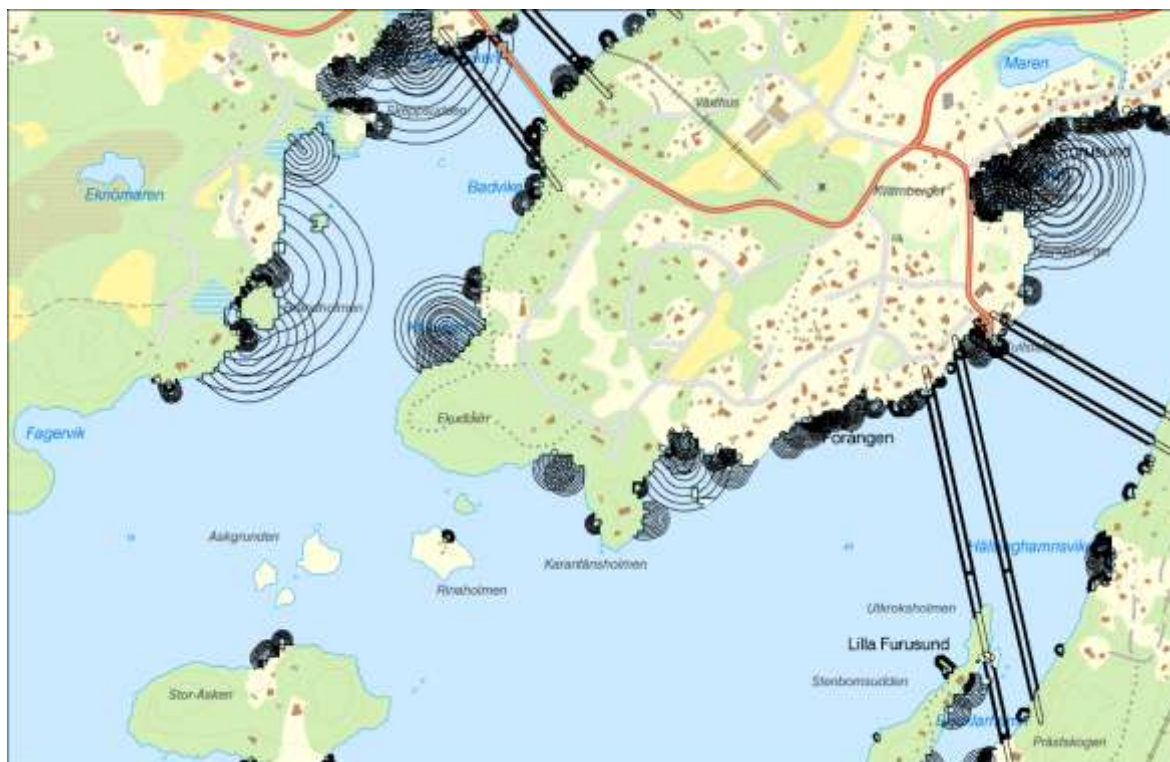
Figur 2. Exempel på maximal påverkanszon för muddringar med olika storlek, bottenstrat och djup. Y-axeln visar maximal buffertzons diameter, x-axeln muddringens effektiva storlek, beräknad ur diagonalen av muddringens omslutande rektangel multiplicerat med 10. I diagrammet visas hur stora muddringar utförda på litet djup i mjuka sediment ger upphov till förändringar av sediment som kan sträcka sig flera kilometer, medan mindre muddringar i hårdare botten på större djup knappt ger någon märkbar effekt alls.

Klipp och rensa buffertar

Buffertarna klipps med vattenmask så att buffertar på land tas bort.

Nya referensbuffertar skapas utifrån maxvärdet och skärs med vatten. Referensbuffertar som inte längre nuddar ursprungsobjektet tas bort (till exempel på fel sida om en smal ö). Påverkansbuffertar som inte nuddar de kvarvarande referensbuffertarna tas bort (så att man exempelvis inte behåller zoner på fel sida om en smal ö).

2018-06-29



Figur 3. Exempel på koncentrisk buffertzoner.

Aggregering av buffertvärden

Det görs en överlagringsanalys där buffertar som visar påverkanstryck för hydrografiska villkor, morfologi och konnektivitet var för sig överlagras och summeras, så att man exempelvis får högre grad av påverkan mellan två närliggande pirar än vid endera av utsidorna av detta par.

Slutligen läggs objektet yta till som maximalt påverkat (viktat efter naturmiljön), en "innersta zon" (exempelvis "under bryggan").

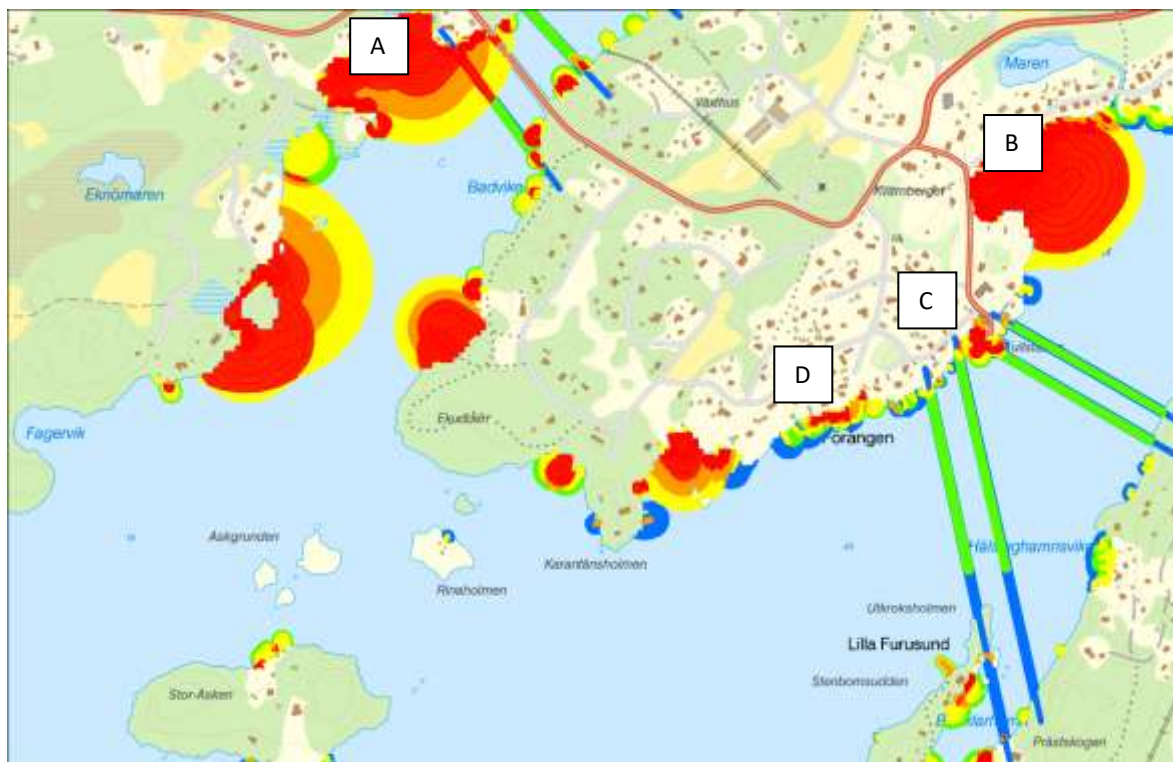
Samtidigt behålls data angående enskilda objekt, deras naturgeografiska vikt och zon så att man i ett senare skede inte bara kan summera potentiellt påverkanstryck per hydromorfologisk kvalitetsfaktor utan även utifrån drivkraft (DPSIR). Vid en bedömning av ackumulerade effekter kan man dock inte särskilda de olika drivkrafterna eftersom dessa samverkar. En uppdelning per drivkraft får istället göras efter påverkansanalys enligt moment beskrivet nedan (Se kapitlet "Koppling till DPSIR").

Steg 4: Addera buffertzoner från modeller

Modellresultat från påverkansmodellen för ankring, svall och erosion läses in. Dessa räknas om för de tre kvalitetsfaktorerna enligt tabell 8. Risken angiven i dessa modeller (1–5) för ankring, svall- och erosionsskador summeras för (i) de sju delresultaten angående ankring (*industry, shipping, government, fishing, leisure, personal, other*), samt (ii) svall- och erosionsskador. Se appendix C2 för beskrivning av dessa data och metod för produktion.



2018-06-29



Figur 4. Exempel på värdesatta buffertzoner med hänsyn taget till naturgeografen. I de stora röda partierna A och B är substratet finkornigare och områdena mer vågskyddade än i område C och D, varför påverkanszonen för morfologi är större i de förra än i de senare.

Buffertzonerna från etableringarna i föregående moment slås ihop med zonerna för ankringsskador samt svall- och erosionsskador med värden som anges i Tabell 8. Den totala påverkan i varje helt eller delvis överlappande zon blir därmed summan av påverkanstryck runt kartlagda objekt, ankingsplatser och sträckor med risk för svall- och erosionsskador.

Slutligen läses indikatorer från bottenstörande fiske in och adderas till påverkansmodellen. Metod och klassning finns beskriven i appendix D1. Genom klassindelning utifrån trålningsintensitet skapas ett index över påverkanstryck från trålning jämförbart med övriga indikatorer, se tabell 3 och 4 i appendix D1.



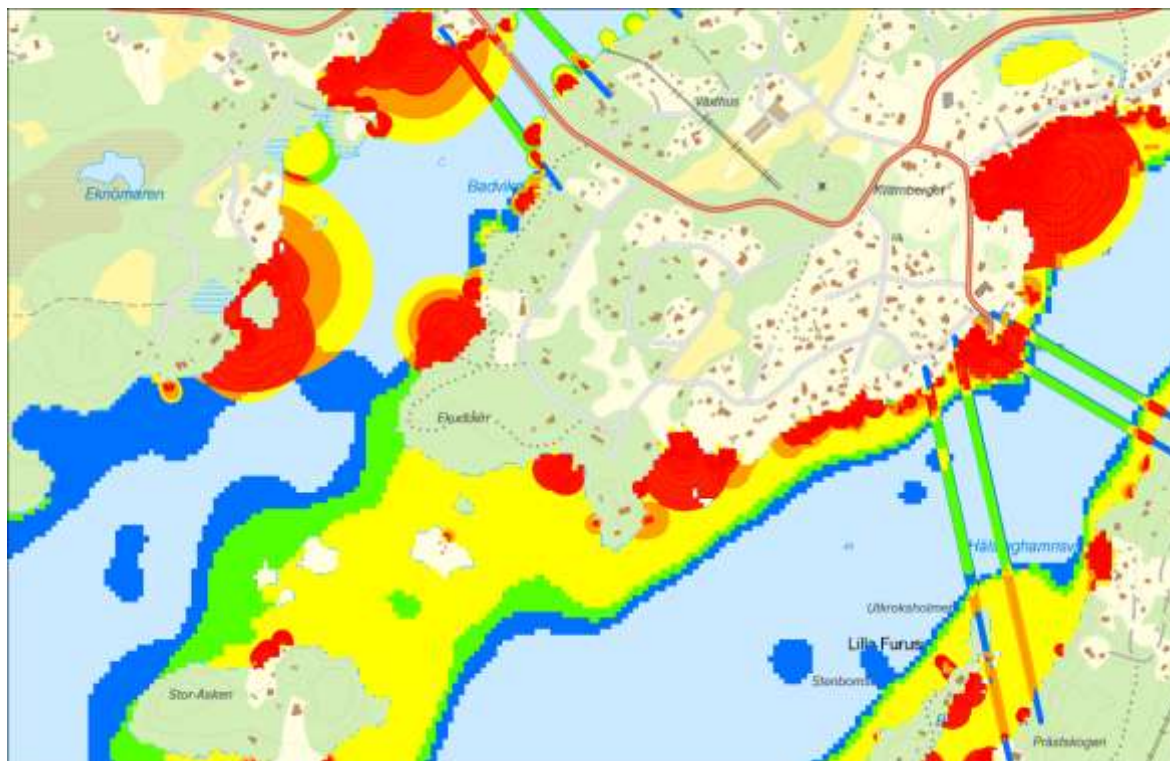
2018-06-29

Tabell 8. Omräkning av risk för skador från ankring, svall eller erosion till hydrografiska villkor, konnektivitet och morfologiskt tillstånd.

Faktor	Ankring	Svall/ erosion	Kommentar
Hydrografiska villkor	Sum / 3	Value + 1	Hydrografiska villkor är mindre känsliga för ankring men påverkas däremot starkt av svall och erosionsrisk genom omblandning av vattenmassor och introduktion av nya vågmönster i lugna vatten.
Konnektivitet	Sum	Value – 1	Konnektivitet påverkas i mindre grad av svall och erosionsrisk men ankringsplatser stör i synnerhet större organismer och högre trofiska nivåer genom upprepade grumlingar, vattenvirvlar och buller vid vissa avgränsade ytor.
Morfologiska tillstånd	Sum / 1,5	Value	Morfologin påverkas i viss grad av både ankring och svall/erosion.

Steg 5: Skattning av potentiell påverkan utifrån zonerna

Proceduren ovan skapar graderade buffertzoner runt fysiska objekt och modellerade påverkanstryck med en aggregeringseffekt, uppdelat per hydromorfologisk kvalitetsfaktor.



Figur 5. Exempel på summering av risk för påverkan baserat på buffertzoner och risk för erosions- och ankringsskador.

2018-06-29

Vill man använda detta för att skatta förändrade hydromorfologiska kvalitetsfaktorer, det vill säga om tillståndet för en ytenhet väsentligt avviker från referensvärden, föreslås följande tolkning:

Tabell 9. Klassindelning och tolkning av risk för påverkanstryck inom påverkanszon, givet ett beräknat, kumulativt värde för zonen enligt beräkningsproceduren i steg 4 ovan.

Faktor	Färgkod	Föreslagen tolkning
1		Förändrad vågregim m.m. ger inte effekter som avviker från regionala bakgrundsförhållanden.
2		Avvikelse från referensvärde (vågor, grumling) men utan signifikant påverkan.
3		Avvikelse från referensvärde med trolig viss påverkan. För vattenförvaltningen utgör denna klass och över "väsentlig förändring".
4		Märkbara avvikelser från referensvärden, signifikant påverkan
5+		Mycket stor påverkan.

Om zonerna och värdena ovan anger potentiella avvikelser vad gäller referensvärden (naturliga tillstånd) återstår att väga samman dessa för att skatta fysisk påverkan på habitatnivå, det vill säga trolig påverkan i form av bestående förändringar av strukturer och funktioner som tar sig uttryck i ändrade bottenförhållanden (förekomst och täckningsgrad av arter, habitat, makroalger). Enligt denna metod summeras de tre hydromorfologiska underlagen och ett avrundat medelvärde av dessa räknas ut per ytenhet.

För en skattning av potentiell störning på habitatnivå kan medelvärdet av den aggregerade risken för påverkan föreslås tolkas i utifrån Tabell 10.

I visas ett exempel på påverkanszoner för påverkan på morfologi.

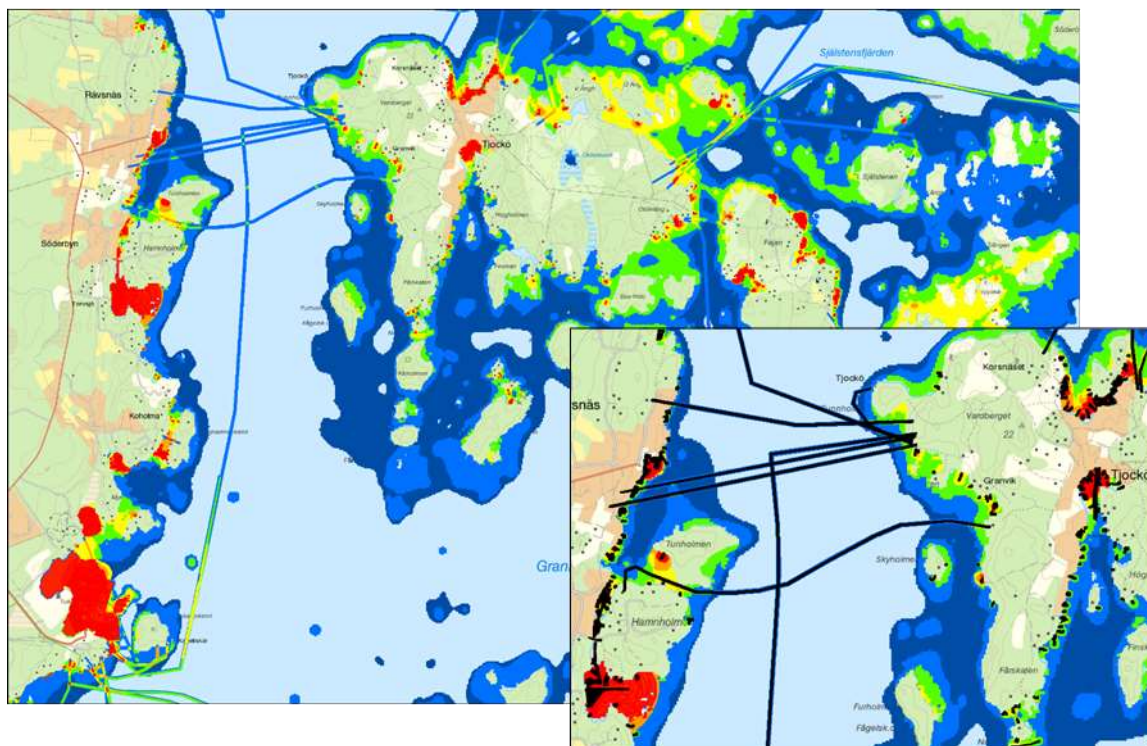
Tabell 10. Skattning av fysisk påverkan på habitat utifrån medelvärdesbildning av hydromorfologiska påverkanszoner.

Påverkanstryck	Föreslagen tolkning
1	Ingen reell effekt.
2	Avvikelse från referensvärde men utan mätbar påverkan på habitat.
3	Avvikelse från referensvärde med trolig påverkan på habitat, minskad täckningsgrad/abundans av känsliga bentiska arter.
4	Troligtvis märkbar påverkan på habitat, ändrade strukturer och funktioner, ställvis utslagning.
5+	Kraftig påverkan på habitat, habitatförlust.

I praktiken rekommenderas att medelvärdet av påverkanstryck med värde 2 och över används för att skatta det som kan förmodas vara påverkade bottenområden och även "väsentlig förändring" enligt vattenförvaltningen. Se dock nedan i kapitlet "Användning av påverkanszonering" hur dessa kan indikatorer kan användas och vägas samman inom vattenförvaltning med mera för att sammanställa olika indikatorer.



2018-06-29



Figur 6. Påverkanszoner för morfologiskt tillstånd (i färgskala enligt tabell ovan) och del av den hydromorfologiska zonen utanför påverkanszonen, här tecknad i mörkblått. I infälld bild har de karterade objekten lagts till. Högsta klass för risk för påverkan i områden med låg vågexponering, mjukbottenar och förekommande muddringar, utfyllnader och småbåtshamnar.

Steg 6: Biologisk påverkanszonering

I många arbeten, exempelvis inom Helcom som diskuterats ovan, går påverkansanalysen ut på att vikta miljöns känslighet direkt mot graden av påverkan. I momenten ovan görs istället en uppskattning av relativ risk för avvikelse mot naturliga referensvärden vad gäller naturliga processer och förhållanden. Det är alltså en neutral "risk för påverkan" som avses. Genom detta förfarande så får man en möjlighet att studera förändringar ur många olika perspektiv och mot olika habitat och arter (samt en möjlighet att skatta påverkan även där data om underliggande habitat saknas). Det är dessutom så att en generell avvikelse från referensförhållanden säger mycket om den direkta biologiska påverkan helt utan att vikta in miljöns känslighet. Exempelvis tar modellen ovan hänsyn till bottensubstrat och vågexponering på ett sätt som gör att påverkan på morfologi är lägre i en öppen sandkust än i en sluten mjukbottenmiljö, eftersom det är mindre risk för sedimentregn i en öppen kust och kustens dynamik gör att morfologiska variationer är mindre påverkande. Dessa två aspekter berör förstås samtliga arter och habitat i denna naturmiljö. På samma sätt viktar modellen upp morfologisk påverkan i avsnörda mjukbottenmiljöer där resuspension och så vidare drastiskt ändrar bottenarnas karaktär och detta berör förstås samtliga arter och habitat i dessa miljöer.

2018-06-29

Biologisk/ekologisk justering av påverkanszoner

De neutrala hydromorfologiska "påverkanszonerna" kan alltså användas som grov skattning när underliggande data om arter, habitat och dessas känslighet saknas. Om man vill gå vidare med påverkansanalysen och göra en ekologiskt mer relevant bedömning av risk för faktisk, specifik, påverkan bör man vikta om de hydromorfologiska påverkanszonerna efter där befintliga arters/habitats känslighet. Nedan föreslås en modell där man tar hänsyn till tre faktorer gällande känslighet; kvävning, slitage och störning. Via denna modell tas klivet över från hydromorfologisk till biologisk och ekologisk påverkan.

- Med kvävning avses känslighet för minskad fotosyntes eller kvävning från översedimentering eller ökad grumling. Känsliga arter är exempelvis ålgräs (fotosyntes) eller koraller (kvävning).
- Med slitage menas mekanisk slitning från båttrafik och så vidare och/eller ändrad vågregim. Känsliga arter är exempelvis kransalger, koraller eller grusbottenar med fiskrom under lektiden.
- Med störning menas allmän störning utifrån ändrade hydromorfologiska förhållanden och/eller buller och mänsklig närvaro. Känsliga miljöer är komplexa habitat där arter på olika trofiska nivåer interagerar, till exempel grunda mjukbottenmiljöer med rikt fisk- och fågelliv.

Förekommande art eller habitat rankas i känslighet för dessa tre faktorer med tre möjliga värden, där:

–1 = art/habitat är mindre känsliga, exempelvis blåstångsbältet i förhållande till ändrad vågregim

0 = art/habitat är normalt känsliga eller habitatet är mosaikartat eller okänt

+1 = art/habitat är extra känsliga, till exempel ålgräs vad gäller grumling eller kransalger vad gäller nötning från fartyg

Till påverkanszonernas värde i föregående moment (0–4) adderas eller subtraheras denna känslighet (–1 till +1) enligt följande:

- Till kvalitetsfaktorn hydrografiska villkor adderas känslighet för slitage och kvävning
- Till kvalitetsfaktorn morfologiska tillstånd adderas känslighet för slitage och kvävning
- Till kvalitetsfaktorn konnektivitet adderas känslighet för störning

Sammantagen bedömning av biologisk/ekologisk påverkan

Den totala biologiska eller ekologiska påverkans värde blir antingen det maximala värdet av dessa tre viktade faktorer (worst case), eller summan av dessa tre faktorer delat på två, vilket som nu har högst påverkansvärde. Värden 4 och över avser precis som ovan (Tabell 9) högsta risk. Genom detta får varje ytenhet en biologiskt/ekologiskt viktad risk för påverkan och man kan alltså få fler resultat per ytenhet/område beroende på där ingående arter och habitat.

Datakvalitet, upplösning och brister

Målsättningen är att åstadkomma en kartläggning som omfattar alla i flygbilder synliga företeelser av i storleksordningen 10 meter eller större, samt skattningar och modeller av påverkan som ger risk för skador på samma skala. Objekt och analyser av potentiella bottensskador rasteras i ett nationellt skikt med upplösning 10 meter. Beroende på olika indata av varierande och bristande kvalitet (djupinformation, bottenssubstrat, modell över vågexponering) så kommer modeller och resultat i praktiken att ha en grövre upplösning. Bristande kunskapsläge och möjlighet att bygga robusta modeller för analys av påverkan gör även att skattningen av påverkanszon inte ska betraktas som giltig på en 10-metersskala. Följande är en skattning vad gäller datas kvalitet och faktiska upplösning:



2018-06-29

Djupzoner: omkring ± 1 meter fel i djupled, omkring 50 meters upplösning i sida. Ett generellt problem är att det verkliga djupet ofta är något större än det i sjökort angivna, även om vi vid produktion av djupzonsmodellen försökte kompensera för detta.

Bottensubstrat: 100–400 meters upplösning baserat på underlag från SGU. I många områden är data grovt generaliserade och det saknas ofta relevanta data över i synnerhet små, habitatbildande naturmiljöer (som exempelvis grunda mjukbottnar).

Vågexponering: Tillförlitlighet svår att skatta och modellen är inte hydrodynamiskt korrekt utan en enklare GIS-modell. Klassgränser är skattade (se exempelvis Sammanställning och analys av kustnära undervattensmiljö, SAKU).

Kartlagda objekt ("prio-1"): ± 5 meter i sida. Objekt > 10 meter är kartlagda. Se vidare appendix C1 för brister och problem.

Insamlade objekt ("prio-2"), till exempel vindkraftverk, dumpningar och badplatser: Grunddata, exempelvis från sjökort, har relativt god rumslig upplösning men datas och påverkanstryckets egenålder är okända. Badplatser var svåra att avgränsa areellt. Analyserna inom Symphony (Hammar et al. 2018) resulterade i pixlar med 250 meters storlek vilket visade sig allt för grova. Genom att återvända till grunddata angående dumpningar kunde dessa dock användas, men även detta grunddata visar ofta schematiska koordinater och faktiska dumpningsplatser är okända avseende exakt placering och utsträckning. Data över fiberbankar håller hög kvalitet men det existerar ingen heltäckande kartläggning utan endast spridda insatser.

Frekvens och repeterbarhet

Målsättningen är att modellen ska kunna köras med data från fler tidpunkter. I skrivande stund finns data från 1960-talet och även över mindre områden för åren kring 1994 och 2008. Detta gäller dock bara de faktiskt kartlagda objekten, inte modellresultat från svall och erosion och ej heller "prio-2-objekten", insamlade data från andra GIS-databaser och register (avseende exempelvis vindkraft, kablar och badplatser).

En direkt trendanalys bör således ta hänsyn till denna diskrepans och eventuellt utesluta de objekt som inte är gemensamma mellan jämförelseåren.



Användning av påverkanszonering

Identifiering av påverkade områden

Det är mycket vanskligt att lita på att enskilda ytor som pekas ut som potentiellt påverkade verkligen är det. I verkligheten är belastningen på miljön en summa av flera olika faktorer och den stress som påverkar ekosystemet kan inte främst relateras till enskilda fysiska etableringar.

Tidigare erfarenheter från försök att korrelera fysiska påverkanstryck med ekologisk status på en vattenförekomstnivå har mött på stora svårigheter. Man har helt enkelt inte identifierat några klara samband (Antonia Sandman, muntligen). Vid en mer fingranulerad studie har det dock visats att det finns gradienter i miljöproblem som kan relateras till fysiska etableringar i kustzonen (Sundblad & Bergström 2014). Sambanden utgår då från faktiska påverkanstryck men har inte kunnat kartläggas på pixelnivå utan det är istället generella samband mellan förekomst av påverkanstryck, på en geografiskt något mer övergripande nivå än enskilda ytor och pixlar.

Lämpligt val av skalnivå för att relatera påverkanstryck till potentiella problem på habitatnivå är ännu ej undersökt men rent principiellt förefaller kustens hydromorfologiska typer vara lämpliga avgränsare, eftersom dessa har liknande egenskaper, känslighet och förutsättningar för habitat. Vad som då förefaller rimligt är att försöka aggregera påverkansanalysen till större geografiska enheter, till exempel enskilda vikar, flador, dynområden, sund och så vidare. Avgörande är säkerligen vattenmassans rörelse och brist på rörelse; exempelvis kan de i ett estuarium ingående bryggor, pirar och så vidare kunna påverka estuariets förutsättningar för olika ekologiska funktioner. Exempelvis kan problem med vattenomsättning, resuspension av grumling från muddring och så vidare ha att göra med de i vattenområdet förekommande etableringarna.

Således förefaller det rimligt, tills faktiska fältundersökningar fastslagit några "best practices", att aggregera påverkanszonerna till en övergripande geografisk nivå som består av hydromorfologiska typer och som därmed är mycket mindre än vattenförekomsterna. Denna nivå stämmer vidare ganska bra överens med art och habitatdirektivets målsättning men med en viktig skillnad att man bör utgå från hydromorfologiska gränsdragningar mellan områdesindelningen, inte bara en ytlig morfologisk indelning baserat på exempelvis bottensubstrat och djup (som i fallet sublitorala sandbankar, se nedan).

Hydromorfologisk statusklassning

Tidigare försök att skatta hydromorfologisk status i kustzonen har använt sig av ganska trubbiga mått på påverkan, som dessutom inte tar hänsyn till ackumulerade effekter eller den lokala miljön (Nordlund 2015). Givet en utvecklad syn på hydromorfologiska processer och detaljerad kartläggning är det med resultaten från denna modell möjligt att göra en mer rättvisande bedömning av hydromorfologisk status i kustens vattenförekomster, enligt vattenförvaltningens krav. Bedömningen kan även ta hänsyn till samhällsliga drivkrafter. En procedur för detta skulle kunna bygga på att ta ut påverkanszoner med högre värden (vilka anses peka ut områden med risk för signifikant påverkan) och göra en överlagringsanalys av vattenförekomstens grundområden (inom djupet 0–15 m).

Den procentuella andelen yta med potentiellt påverkade områden inom hydrografiska villkor, morfologiska tillstånd och konnektivitet skulle då kunna relateras till vattenförvaltningens klassgränser för påverkan.

I denna modell är det indikatorn för konnektivitet, hydrografiska villkor och morfologiskt tillstånd som kan användas direkt för respektive analys. Det är viktigt att inte skära bort utfyllnader från analysen, där

2018-06-29

utfyllnaderna idag ligger på land men som tidigare täckts av vattenyta. Dessa ska alltså räknas med för respektive vattenförekomst.

Vid bedömning av ekologisk status ska denna kopplas till bakomliggande miljöproblem, mänskliga verksamheter och samhälleliga drivkrafter enligt DPSIR-modellen. Av denna anledning ingår en indelning av påverkanstrycken i olika drivkrafter.

Med resultatet från påverkanszoneringen är det då möjligt att helt eller delvis få ut värden för tre parametrar som svarar mot följande punkter i HVMFS 2019:25, enligt nedan:

Punkt 8.2, Längsgående konnektivitet i kustvatten = Påverkan på konnektivitet

Längsgående konnektivitet anges som avvikelse från referensförhållandet för marina organisms möjlighet att i kustvatten förflytta sig längs grunda vattenområden. Tillslutning av vikar på grund av permanenta konstruktioner utgör exempel på påverkanstryck som leder till försämrad konnektivitet.

Konnektivitet beräknas här som andel i procent av ytvattenförekomstens grunda vattenområden som är påverkad avseende bristande konnektivitet, relativt referensförhållandet, givet både fysiska strukturer som blockerar organisms rörelser men även påverkan i form av omblandning av vatten (från båttrafik) och buller (i hamnar, vid ankringsplatser, längs farleder) beroende på introducerad fysisk energi (vattenrörelser) och därmed associerade biologiska effekter.

Punkt, 9.4, Vågregim i kustvatten = Påverkan på hydrografiska villkor

Vågregim i kustvatten beskrivs som väsentlig avvikelse, på grund av mänsklig verksamhet, i vågornas riktning, våglängd, våghöjd samt exponering, från referensförhållandet.

Vågregim i kustvatten uppfattas här som andel i procent av ytvattenförekomstens grunda vattenområden som uppvisar väsentlig avvikelse, relativt referensförhållandet, av vågverkan till följd av strukturer belägna i vattenmassan. Det går alltså att använda den hydrografiska kvalitetsfaktorn direkt.

Punkt 10.2, Grunda vattenområdets morfologi i kustvatten = Påverkan på morfologiska tillstånd klass 4 och över

Det grunda vattenområdets morfologi i kustvatten beskrivs som avvikelse i djupförhållanden, strandlinjens längd, förekomst av naturliga strukturer och landformer, strändernas morfologi, förekomst av artificiella strukturer samt yta för tidvattenpåverkade områden i relation till referensförhållandet.

Grunda vattenområdets morfologi i kustvatten uppfattas här som andel i procent av ytvattenförekomstens grunda vattenområden som uppvisar väsentlig avvikelse, relativt referensförhållandet vad gäller ändrade mark/vattenförhållanden (utfyllnader, bortgrävningar, fasta strukturer) vilka alltså sammantaget anger ändrad strandlinje och vattenförekomstens yta, samt avvikelser i djup (muddringsrännor, erosion) och ändrade strukturer och bottenformer via sedimentrörelser och resuspension.

Områden med morfologisk påverkan klass 4 och över anses här utgöra väsentligt påverkade inom punkt 10.2.

Punkt 10.3, Bottensubstrat och sedimentdynamik i kustvatten och vatten i övergångszon = Påverkan på morfologiska tillstånd klass 2 och över

Bottensubstrat och sedimentdynamik i kustvatten och vatten i övergångszon beskrivs som avvikelser, på grund av mänsklig aktivitet, i bottensubstratets kornstorlekssammansättning, enligt SS-EN ISO 14688-1, samt erosions- och depositionsområdets läge och storlek från referensförhållandet.

Inom detta arbete menas att områden med morfologisk påverkan värde 2 och över anger bottensubstrat och sedimentdynamik. Zonen beror alltså av motsvarande processer och förhållanden som punkt 10.2 men har en vidare utsträckning baserad på erosion och deposition av framförallt finsediment.



2018-06-29

10.4 Bottenstrukturer i kustvatten och vatten i övergångszon = Kartlagda objekts area

Bottenstrukturer i kustvatten och vatten i övergångszon beskrivs som avvikelser av förekomst av strukturer och landformer såsom sedimentbankar, rev och biogena strukturer, relativt referensförhållandet. I parametern ingår även förekomst av artificiella strukturer som har väsentlig påverkan på hydromorfologiska funktioner och strukturer.

Här menas att samtliga kartlagda objekts yta (där linjeobjekt buffrats med minimibuffert enligt moment 1 i appendix F) utgör arealen för bottenstrukturer då samtliga objekt är fysiska, antropogena strukturer.

Analysmoment

Stegen från påverkanszonering till statusklassning skulle kunna se ut ungefär så här:

1. Förbered skikt över vattenförekomster så att dessa täcker aktuell vattenmask (det vill säga fastighetskartans strandlinje och fastighetskartans vattenyta)
2. Analysera hur stor yta av vattenförekomsten som har *väsentlig förändring*, enligt Tabell 11, enligt påverkansanalysen. Om ytan är mer än 15 % av vattenförekomstens areal betyder det att vattenförekomsten har "betydande påverkan" (vilket i sin tur, i teorin, ska utgöra beslutsunderlag för fastställande av övervakningsprogram och så vidare).
3. Efter denna analys görs en statusklassning genom att för varje vattenförekomst dela in status efter de klassgränser som gäller för respektive kvalitetsfaktor.
4. Sammanställning av de i vattenförekomsterna ingående påverkanstrycken enligt DPSIR. Det är lämpligt att sammanställa den procentuella arealen av de olika påverkanstrycken i varje vattenförekomst, uppdelat per drivkraft enligt appendix C6. För detta bör det ursprungliga polygonskiktet som skapades i moment 1, appendix F, av modellen användas.

Tabell 11. Föreslagen analysmetod för parametrar enligt HVMFS 2019:25. Fem parametrar synes direkt härledbara ur modellens resultat eller delresultat (för parameter 10.4).

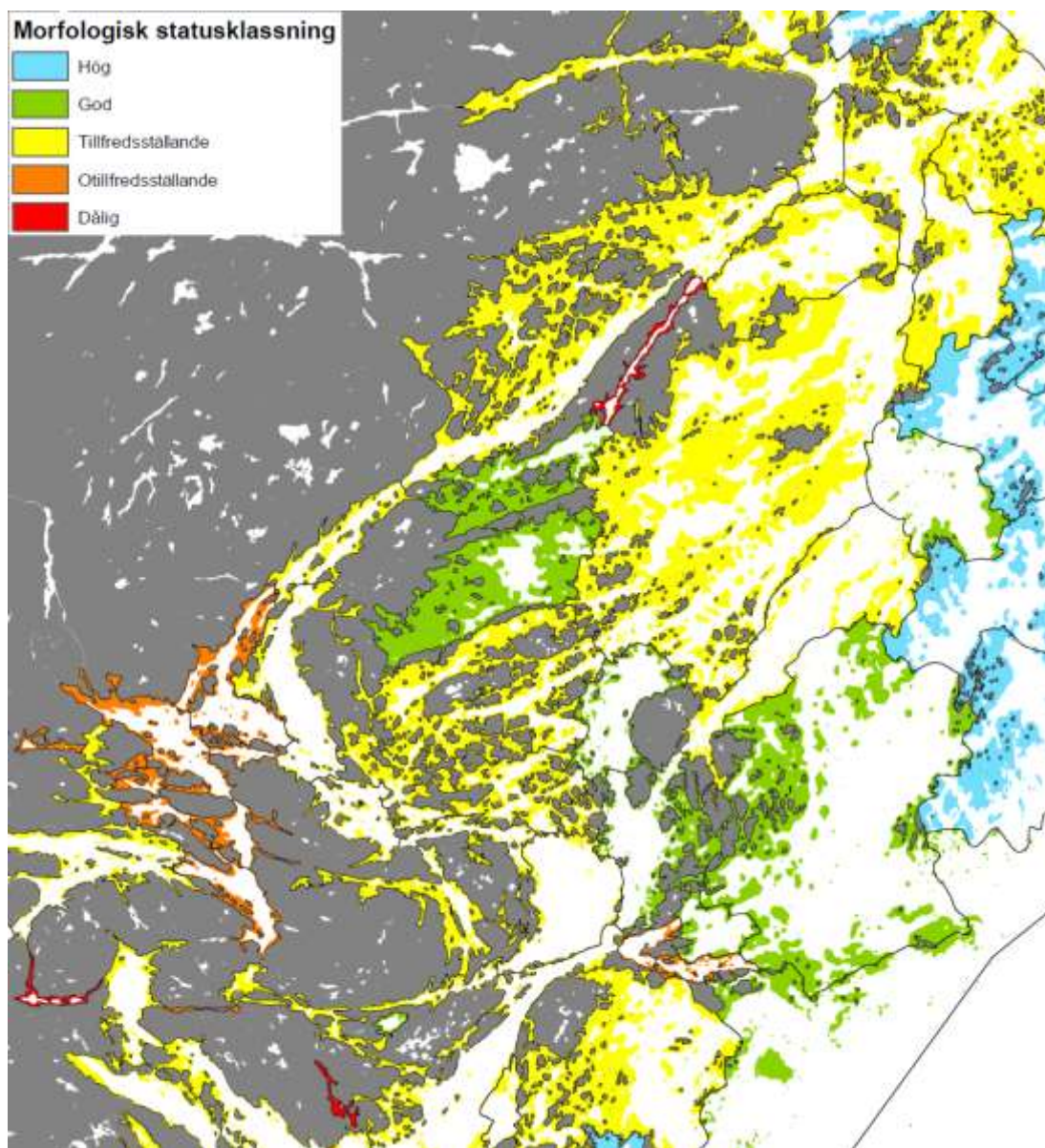
Parameter	Område	Analysmetod
8.2	Konnektivitet	Påverkan på konnektivitet ≥ 3
9.4	Vågregim	Påverkan på hydrografiska villkor ≥ 3
10.2	Morfologi	Påverkan på morfologiskt tillstånd ≥ 4
10.3	Substrat	Påverkan på morfologiskt tillstånd ≥ 2
10.4	Strukturer	Buffrade objekt enligt appendix F moment 1

Genom detta förfarande kan status för punkt 8.2, 9.4, 10.2, 10.3 och 10.4 direkt bestämmas. Analysen av konnektivitet och hydrografiska villkor beror dock även av ytterligare två parametrar för kvalitetsfaktorerna, nämligen punkt 8.3, *Konnektivitet mellan kustvatten och kustnära områden*, samt punkt 9.5, *Sötvatteninflöde och vattenutbyte i kustvatten*, varför dessa två analyser måste överlagras påverkansanalysen innan statusklassning sker.

Om *Konnektivitet mellan kustvatten och kustnära områden* ska analyseras tillsammans med övriga påverkansfaktorer bör uträkade vattendrag, torrlagda områden och vattendrag påverkade av dammbyggnader adderas till påverkanszon inom vattenförekomsten i vilken vattendraget har sitt utlopp. Detsamma gäller även *Bottensubstrat och sedimentdynamik* eftersom ändrad sedimenttillförsel till följd av ändrade eller hindrade vattendrag (fördämningar, dikning) påverkar bottenarna i de kustnära områdena.



2018-06-29



Figur 7. Ett tidigt försök att klassindela vattenförekomster i hydromorfologisk status efter den procentuella täckningen av potentiellt påverkad yta. Resultatet ska i detta exempel tas som en laborativ illustration utan faktisk relevans.



2018-06-29

Arbete med biologisk mångfald och ekologiska värden

I likhet med arbete med art- och habitatdirektivet, bedömning av huvudsakliga livsmiljötyper enligt havsmiljödirektivet (deskriptor 6, havsbotten integritet) och med hydromorfologisk status inom vattenförvaltningen så kan resultatet från detta arbete användas på en bredare habitatnivå för att undersöka vissa naturmiljöers generella påverkansgrad och därmed hjälpa till att svara på frågor som:

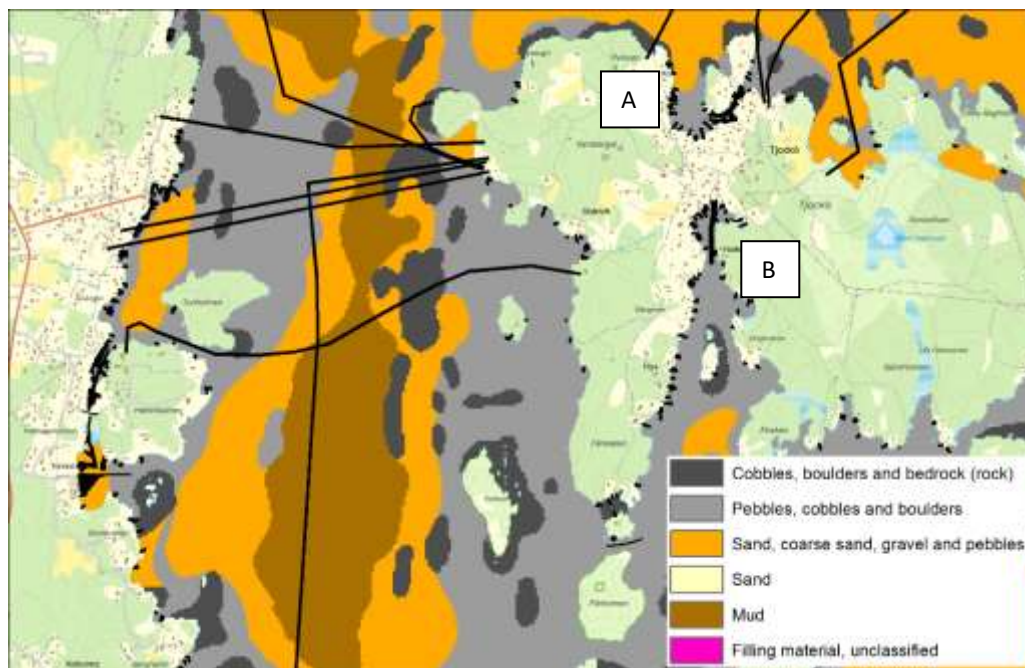
- Hur stor del av vissa naturtyper (till exempel grunda exponeringsskyddade mjukbottnar, så kallade GEM-områden) löper risk att vara påverkade av fysiska etableringar och hur ändras/ökar detta över tid?
- Var finns områden med liten eller ingen risk för påverkan från fysiska etableringar som kan vara värdefulla i naturvårdshänseende?
- Var finns områden som kan ha en nyckelroll i grön infrastruktur och blå korridorer då de på ett regionalt plan förefaller vara orörda kärnområden?
- Var finns områden som har påverkats men där restaureringsåtgärder skulle kunna återställa ekologiskt funktionella habitat?

Inom detta projekt kommer andelen GEM-områden som ligger inom påverkanszoner sammanställas per län, kommun och per grad av hydromorfologisk kvalitetsfaktor. För att sådana studier ska bli meningsfulla krävs dock bra underlagsdata som pekar ut relevanta naturmiljöer (habitat). Existerande och tillgänglig geografisk data angående djup, bottensubstrat och vågexponering är i synnerhet ställvis mycket grova och man riskerar därför att få både undertolkade ytor (inom och utom påverkanszon) samt regionvis stora missvisande skillnader.

Nedan visas ett exempel på ytsubstratmodell från SGU där även områden med bästa möjliga ytsubstratmodell ("lokal, skala 1:100 000") saknar små, lokala mjukbottnar i skärgårdens vikar.



2018-06-29



Figur 8. Exempel på område med "bästa möjliga" maringeologiska underlag. Notera hur mjukbotten ("mud" i kartan) saknas strandnära, där det i synnerhet i de djupare vikarna (A och B) bör finnas stora arealer biologiskt relevant mjukbotten.

Som ett alternativ till att analysera påverkan på GEM-områden skulle man med härledning av detta kunna föreslå att endast ta med vågexponering och djup i analysen, det vill säga att även grunda vågskyddade bottnar av hårdare karaktär beaktas. I praktiken föreligger nämligen en betydande korrelation mellan låg vågexponering och förekomst av mjuka sediment. Dessutom är även hårdare bottnar i vågskyddade områden viktiga för exempelvis fiskrekrytering, dels som lekbottnar, dels som lokaler med förekomst av blåstång som lätt kvävs av suspenderat material och ökad påväxt av opportuna alger vid bland annat försämrat vattenutbyte.

De tre analysernas av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer bör inom detta moment vägas samman till en enskild indikator som ger en uppfattning om fysisk påverkan på bentiska habitat (se avsnitt "

Steg 5: Skattning av potentiell påverkan utifrån zonerna").



2018-06-29

Tabell 12. Exempel på resultat från analys av potentiellt påverkade grunda exponeringsskyddade mjukbottnar. Värdena är laborativa och därmed fiktiva.

Län	Kommun	Area känslig miljö	"Klass 0"	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
Hydrografi								
Blekinge	Karlskrona	13772088	27 %	0 %	11 %	13 %	5 %	21 %
Blekinge	Ronneby	9718812	57 %	0 %	2 %	2 %	2 %	14 %
Blekinge	Karlshamn	4167784	53 %	0 %	5 %	2 %	3 %	19 %
Blekinge	Sölvesborg	584500	6 %	0 %	18 %	5 %	8 %	28 %
Morfologi								
Blekinge	Karlskrona	13772088	27 %	9 %	10 %	3 %	1 %	19 %
Blekinge	Ronneby	9718812	57 %	3 %	1 %	0 %	0 %	21 %
Blekinge	Karlshamn	4167784	53 %	6 %	1 %	1 %	0 %	21 %
Blekinge	Sölvesborg	584500	6 %	20 %	2 %	4 %	2 %	22 %
Konnektivitet								
Blekinge	Karlskrona	13772088	27 %	7 %	7 %	11 %	6 %	34 %
Blekinge	Ronneby	9718812	57 %	1 %	8 %	12 %	6 %	11 %
Blekinge	Karlshamn	4167784	53 %	0 %	3 %	7 %	6 %	23 %
Blekinge	Sölvesborg	584500	6 %	0 %	4 %	0 %	1 %	88 %

Förändringsanalys

Ett viktigt mål för det breda miljöarbetet är att kunna beskriva hur exploateringshastigheten förändrats över tid i olika kusttyper och regioner för att kunna göra en prognos på exploateringsraden i framtiden med nuvarande förvaltning, samt för att studera hur olika förvaltningsåtgärder fungerar. Om fler tidsavsnitt studeras kan man få en god bild av relationen mellan samhällsliga strategier (lagstiftning, lokal policy, tillstånd) än en enkel rät linje med exploateringsökning som går att forma med kunskap om tillståndet vid två tidpunkter.

Strandskyddet kom till på 1950-talet för att förhindra en överexploatering av stränderna och bevara allmänhetens tillgång till stränder och vatten för friluftsliv. Det utvidgades 1994 till att också skydda stränderna på grund av deras stora betydelse för den biologiska mångfalden. Under 2009–2010 (1 juli 2009) trädde de nya strandskyddsreglerna i kraft. Genom förändringarna ökades det kommunala och regionala inflytandet. Kommuner kan i det enskilda fallet besluta om att ge dispens från förbuden om det finns särskilda skäl för det.

Viktiga årtal för uppföljning sammanfaller med ändringar i strandskyddet, och etablering av många MPAs (Marine Protected Areas, marint områdesskydd). Hypotesen är att exploateringshastigheten har ökat i många områden under denna period och alldeles avgörande är hur hänsyn har tagits givet nya lagar och nya MPAs.

Frågor som rör exploateringshastigheten och hur den påverkats av till exempel olika förvaltningsåtgärder som strand- och områdesskydd är lättast att studera i områden med hög exploatering (om ingen exploatering sker under fokusperioden kan ingen meningsfull jämförelse genomföras). Frågor som rör områden som har låg exploatering (till exempel socioekonomiska, kultur- och naturgeografiska frågor) kan troligen undersökas med tillgängliga data från analysen av de tidigaste ortofoto-underlagen (1960) och



2018-06-29

2016, det vill säga det kan räcka med exploateringsgraden 2016, då hastigheten mellan 1994 och 2016 är mindre intressant.

Därefter är möjligheten att kunna se och kvantifiera utvecklingen för grunda och exponeringsskyddade mjukbottenområden, och slutleda om utvecklingen skiljer sig inom och utanför områden med områdesskydd.

Förändringsanalysen kan då utgå från baskarteringarna för nutid (omkring 2016) och historiska förhållanden (1960-talet). I detta projekt har förändringen studerats genom att två mellanår karterats (1993 och 2008) för fem olika geografiska representativa delområden för havsbassängerna:

1. Västerhavet (del av Västra Götaland)
2. Egentliga Östersjön södra (del av Blekinge)
3. Egentliga Östersjön norra (del av Stockholms län)
4. Bottenhavet (del av Luleå skärgård)
5. Bottenviken (del av Gävleborg)

Baserat på resultaten från kartläggningarna kan följande kvot-analys utföras:

- Statistik över förändring i antal påverkanstryck över tid per skärning
- Förändringsgraden, det vill säga med vilken hastighet grundområdesytan (kvadratmeter/ hektar) förbrukas per år för olika geografiska områden.

Dessutom kan en analys av medellängden av objekt av bryggor, pirar och kajer per tidsintervall utföras, så att inte bara antalet objekt utan även exempelvis utbyggnad av bryggkomplex genom förlängning, kan kvantifieras.

Följande är exempel på frågeställningar som ska kunna besvaras med data och resultat från sammanställningen skisserad ovan:

- 1) Hur stor andel av alla GEM (exempelvis strandlinjesegment av 100 m längd, eller hektar av havsbotten) saknar exploatering i nutid (2016)? Vad beräknas andelen vara 2050? När försvinner den sista oexploaterade GEM med dagens exploateringshastighet (i olika delområden; inom och utom MPAs, och så vidare)?
- 2) Skiljer sig exploateringshastigheten (generellt och inom GEM):
 - a) mellan GEM och andra "kusttyper" (är GEM mer utsatta)?
 - b) före och efter 1994 då strandskyddets syfte utvidgades att inkludera skydd för den biologiska mångfalden?
 - c) före och efter 2009–2010 då strandskyddsreglerna ändrades och Länsstyrelser gavs möjlighet att utvidga strandskyddet upp till 300 m från strandlinjen (inom och utom områden där detta införts), samt då det kommunala inflytandet ökade?
 - d) mellan olika kommuner (inom delområden) och Länsstyrelser med olika policy för exploatering?

Modellen presenterad i denna rapport producerar grundläggande statistik som kan användas för frågeställningar som dessa.

Fördjupning

När väl grundstatistiken är framtagen och med den de geometrier som visar påverkanszoner i olika regioner och naturmiljöer, kan man använda dessa data vidare för fördjupade analyser. Tänkbart är att man använder påverkanszonerna och de kartlagda objekten för exempelvis följande skärningar:



2018-06-29

- Statistiken ovan uppdelat på öar och fastland.
- Statistiken ovan uppdelat på öar med fast förbindelse och öar utan fast förbindelse.

För att detta ska kunna ske måste östrand och fastlandsstrand skiljas åt med en GIS-operation.

1. Strandlinjen fås fram genom begränsningslinjen hos polygonen för "standing water" i God Hydrografi, Lantmäteriet
2. Öar kan tas fram genom intersect mellan strandlinjen och fastland alternativt att ta fram linjer som är slutna (det vill säga utgör öar, eller polygoner)
3. Genom intersect med linjebildade vägar i NVDB kan öar med fast förbindelse skiljas från öar utan förbindelse

För analyser av förändring kan följande moment vara verkningsfulla, och svarar direkt mot målbilden under "Förändringsanalys" ovan:

- Analys av förändringstakt inom och utom olika former av områdesskydd
- Analys av förändringstakt i områden med respektive utan den utökade zonen för strandskydd

Utökade analyser, specifika frågeställningar som kan vara värda att besvara i en fördjupning, kan exemplifieras med följande:

Skiljer sig exploateringshastigheten (generellt och inom GEM);

- e) inom och utom **skyddade områden** (efter att de etablerats)?
 - i) Sveriges första MPA (Gullmarsfjorden): 1983
 - ii) Sveriges första MNP (Kosterhavets nationalpark): 2009
 - iii) Blekinges första MNR (Göhalvön): 2009
 - iv) Östergötlands första MNR (Kväddöfjärden): 2008
 - v) Stockholm läns första MNR: 2006
 - vi) Västernorrlands första MNR: 2008

Vidareutveckling

Analyserna ovan bygger ett fundament på vilket nya analyser kan göras. Exakt hur sådana analyser ska göras finns dock inte specificerat och faller utanför ramarna för arbetet som beskrivs i denna rapport. För framtida arbeten kan följande punkter exemplifiera viktiga tänkbara analyser:

1. **Enkel uppföljningsbar miljöindikator:** hur stor andel av grundzonen som ligger > 100 m från en påverkansbuffert.
2. **Naturliga habitats fragmenteringsgrad** i grundzonen, det vill säga hur långa sträckor orörd strandlinje som finns i olika områden, som frekvensdiagram. Här behöver man välja ut lämpliga intervall av strandlinjen, till exempel 500 och 1000 meter, som mått på orördhet och grund för både lekbottnar för fisk och andra relaterade naturvärden, som exempelvis fågelhäckning.
3. **Förekomst av större sammanhängande orörda grundområdesytor** (antal > x m² eller ha), som frekvensdiagram. Här bör man välja klassindelning efter potential för att härbärgera exempelvis lekbottnar och makroalgs mattor/bälten.
4. **Korrelationen mellan byggande på land** och risken för följdverksamheter och effekter av anläggningar och verksamheter i havet.
5. **Exploatering i kustzonen.** Analys av 100- och 300-meterszonen upp på land och ut i vattnet. Inom denna zon statistik kring påverkanszon som i Törnqvist & Engdahl (2012), och i vattnet som ovan. Man kunde här skapa exempelvis en femgradig skala (expertbedömning) med relevans för i



2018-06-29

synnerhet fågel, fisk och upplevelsevärden som skulle gå att följa och kvantifiera regionalt och aggregerat på naturtyper; exempelvis "andel grundområde > 100 m från påverkanszon, "andel grunda skyddade bottenar som utgör orörda ytor större än 5 hektar", "andel obruten kustlinje > 500 m", eller liknande.

Baserat på sista punkten ovan skulle man här kunna föreslå en Indikator för strandnära byggande/exploatering, för årlig och fördjupad uppföljning av miljökvalitetsmålet "Hav i balans" samt "Levande kust och skärgård".

Indikator för strandnära byggande innebär då:

- Indikator för den påverkan som finns i strandzonen
- Årlig uppdatering av data
- Tydlig och enkel att kommunicera
- Ska helst visa både exploatering och fragmentering av strandzonen

Restaurering av marina habitat

Med den kartläggning som presenteras här erhålls en uppskattning av risk för påverkan som har tillräckligt hör upplösning för att det ska vara möjligt att arbeta med frågor som rör restaurering av marina miljöer. Första steget är förstås att identifiera områden med faktiskt eller potentiellt höga naturvärden, exempelvis strandnära våtmarker eller olika lekbottnar för fisk. Resultat från detta projekt underlättar analys av var ett påverkanstryck med potentiell störning finns och om detta påverkanstryck kan flyttas till ett annat ställe.

Ett förslag för att åstadkomma detta är att analysera fram ensamliggande påverkanszoner som har stor betydelse för omkringliggande habitat och där en omlokalisering av företeelsen som orsakar påverkanszonen skulle ge betydande effekt i området.

En metod för att utföra denna analys kan enkelt uttryckt sammanfattas enligt:

1. Ta fram viktiga områden; Natura 2000-habitat, områden med höga naturvärden (inventerade), skyddsvärda vikar, värdefulla lekbottnar, eller andra områden med troliga höga naturvärden (GEM-områden plus eventuella ytterligare tecken på betydelse)
2. Gör en överlagringsanalys av påverkanszoner yta och viktiga områden.
3. Ta fram överlagringar som beror av enskilda bryggor, muddringar och så vidare, det vill säga påverkanszoner inom vilka det finns en eller ett fåtal objekt i karteringen.
4. Där påverkad yta skär igenom viktiga områden, analysera HUR påverkad yta skär igenom det viktiga området
 - Om det klipper av ett område, till exempel en smal vik
 - Om det gör ett stort hål/fragmenterar en annars stor orörd yta så att resiliens och/eller konnektivitet allvarligt försämras
5. För objekten (bryggorna och så vidare) som skapar dessa utvalda påverkanszoner, analysera:
 - Om det finns strandsegment inom samma fastighet som inte faller inom viktiga områden, eller
 - Om det finns samfällid mark i närheten med småbåtshamn eller liknande
2. De objekt som enligt denna analys stör viktiga habitat och där det finns möjlighet att flytta verksamheten till en närliggande plats och/eller samlokalisera med andra etableringar blir tänkbara kandidater för restaureringsarbete.



2018-06-29

De enskilda påverkanszoner som faller ut i denna analys och har tänkbar placering i närheten utan konflikt med ekologiska värden är alltså möjliga att antingen omlokalisera eller samlokalisera med andra bryggor så att hålet som skapas i det viktiga området passivt kan "läkas" eller aktivt "lagas" genom restaureringsåtgärder.

Detta är således ett principiellt förslag på en möjlig metod för att ta fram restaureringsobjekt där man kan arbeta med både passiva och aktiva miljöåtgärder, först genom att avlägsna påverkanstrycket sedan kan habitatet eventuellt återställas (genom att exempelvis bygga upp bortmuddrade trösklar, fylla i rännor, återplantera makroalger, anlägga eller avlägsna rev).

Uppföljning enligt art- och habitatdirektivet

Resultaten från denna modell går att använda för att skatta fysisk påverkan på Marina naturtyper inom art- och habitatdirektivet (Natura2000-naturtyper) och huvudsakliga livsmiljötyper enligt havsmiljödirektivet. (Natura2000 är ett nätverk av skyddade områden men naturtyperna finns även utanför detta nätverk och påverkan ska anges för hela habitatet, utanför och inom skyddade områden.) Inom den biogeografiska uppföljningen enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet och inom havsmiljödirektivet (deskriptor 6, havsbottens integritet) ska en sådan kartläggning och resulterande bedömning av struktur och funktion per habitattyp ske med indikatorn/parametern (beroende på direktiv) "seafloor integrity" (Rice et al. 2010) med sex års mellanrum (Europeiska kommissionen 2017b), varför man måste försäkra sig om att processen går att upprepa i framtiden (se ovan om frekvens och repeterbarhet). Färdiga kartläggningar eller modeller över marina habitatyper och relevanta habitatyper för havsmiljödirektivet saknas dock till stor del och är i skrivande stund under produktion. Rimligtvis bör samma metod som i momentet ovan kunna användas; att skatta procentuell andel av habitatet som faller inom de olika påverkanszonerna, sammanvägt till en indikator för fysisk bottenpåverkan. Ett förslag på en sådan metod följer nedan.

För deskriptor 6 i havsmiljödirektivet, "Seafloor integrity", har EU-kommissionen bestämt (beslut 2017/848, 17 maj 2017) följande kriterier:

1. **D6C1:** Rumslig utbredning och distribution av fysisk, permanent, förlust av botten typ.
2. **D6C2:** Rumslig utbredning och distribution av fysisk störning av havsbotten.
3. **D6C3:** Rumslig utbredning och distribution av negativ påverkan på arter, habitat och funktioner genom fysisk störning.
4. **D6C4:** Analys av andelen förlorade habitat, relativt målbild.
5. **D6C5:** Analys av andelen negativt påverkade habitat, relativt målbild.

Med utgångspunkt från EU-kommissionens beslut 2017/848 framgår att inte bara direkt fysisk störning utan även hydromorfologiska effekter ska vägas in enligt direktiv 2000/60/EG (Europeiska kommissionen 2017b:15f). Där framgår även att D6C1 avser störning med varaktighet större än 12 år. Givet dessa hållpunkter föreslås fysisk påverkan modelleras efter de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna som ju är en produkt av direkt fysisk störning och indirekt verkan från ändrade hydromorfologiska förhållanden. Avgörande är den morfologiska kvalitetsfaktorn och för D6C6 med tillägg av de övriga kvalitetsfaktorerna då detta kriterium avser diffus störning. I tabellen nedan (Tabell 13) beskrivs hur aktuell modell kan hjälpa till med att bestämma deskriptor 6 genom att väga samman de hydromorfologiska parametrarna.

Tröskelvärden för D6C4 och D6C5 är i skrivande stund under utveckling inom havsmiljödirektivet. En diskussion om dessa finns hos Europeiska kommissionen (2017b). I denna guide beskrivs även analys av förändringstakt och där anges 1 % ökad förlust av habitat per år som signalerande dålig utveckling, varför en förändringsstudie bör innehålla en sammanställning av förändring av habitat på procentuell nivå.

Tabell 13. Förslag på analys av deskriptor 6 mot modellens resultat. För att skatta viss, signifikant eller stor påverkan på habitat används eller summeras alltså indikatorvärdena (buffert med påverkanstryck) och de enskilda eller summerade värdena anger trösklar för respektive grad av indikation på påverkan. Klassindelningen grundar sig på Tabell 9 och söker



2018-06-29

forma en relativ risk för påverkan utifrån en eller fler indikatorer och där risk för påverkan är större för D6C2 än D6C1 (eftersom störningar uppträder tidigare än förlust) och D6C3 beror av flera sammanlänkade påverkanstryck.

Kriterium	Indikator	Viss påverkan	Signifikant påverkan	Stor påverkan
D6C1	Morfologi	3	4	5+
D6C2	Morfologi	2	3	4+
D6C3	Morfologi + konnektivitet + hydrografi	6	9	12+
D6C4	Andel (%) av D6C1 relativt målbild	–	?	?
D6C5	Andel (%) av D6C3 relativt målbild	?	?	?

Det är viktigt att notera att kriterierna i tabellen ovan bara fångar in förlust och störning av habitat samt störning av biologiska funktioner som beror av fysisk störning. Förhållanden som kommer sig av kemiska, toxikologiska eller andra orsaker tas inte hänsyn till.

I skrivande stund föreligger habitatdata dels inom områdesskydd (SAC) karterat inom NNK ("Natura Naturtypskartan", Naturvårdsverket), dels i form av nationella modeller över potentiella habitat, hanterade av ArtDatabanken (till exempel Fyhr et al. 2013, Törnqvist & Wennberg 2007). Förslaget är att:

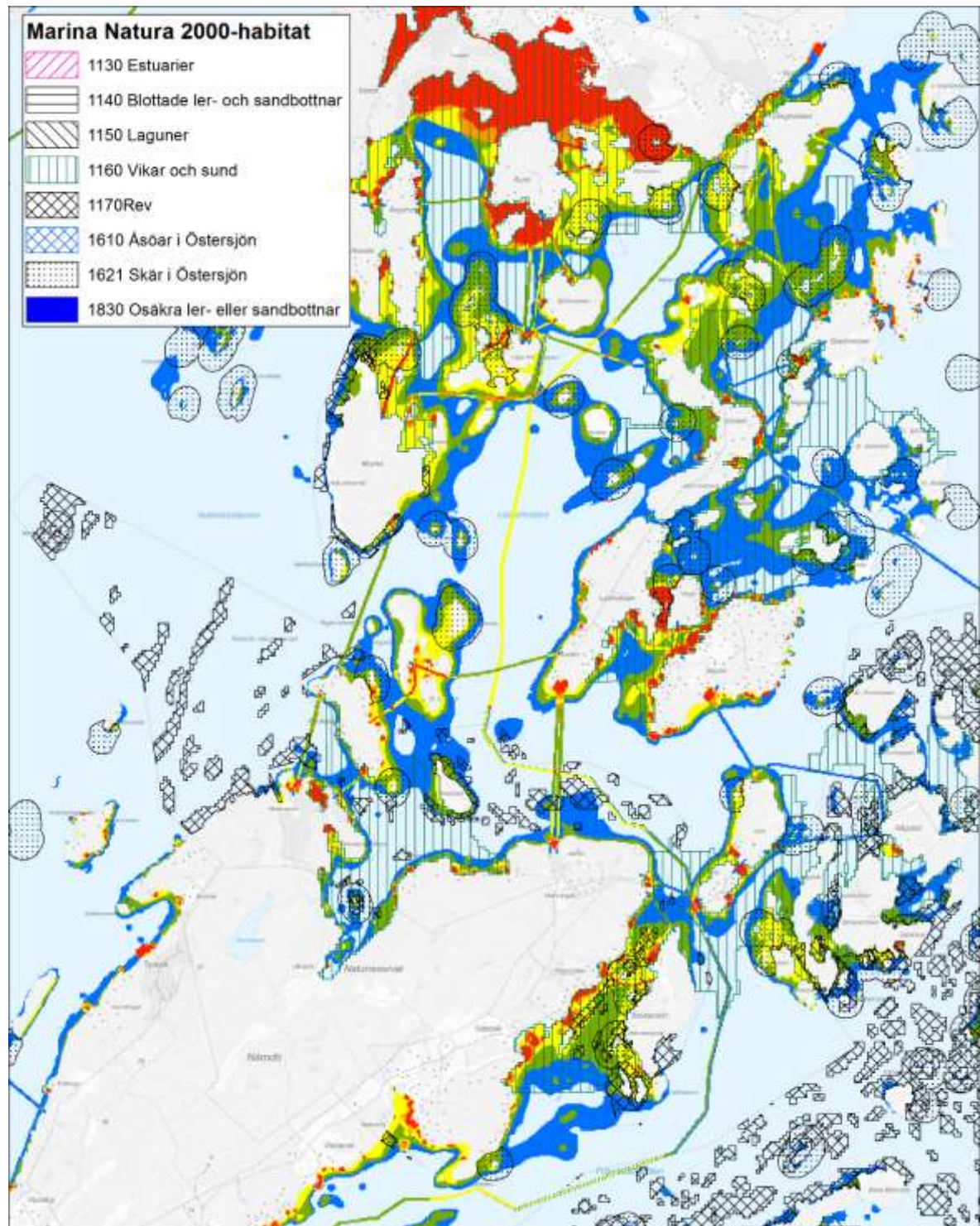
1. Anpassa underlagen till nationell vattenyta/strandlinje inom NNK.
2. Eliminera habitatmodellerna inom Natura 2000 genom att radera överlappande polygoner, eller med andra ord att utgå från NNK med Natura2000-områden och sedan komplettera med modeller utanför.
3. Beräkna areell statistik för areal och procentuell andel D6C1/2/3 per habitat, marin region samt inom/utom Natura 2000, per typ av påverkan.

De habitatstyper som kan komma att analyseras och sammanställas på detta sätt omfattar marina habitat och framgår av tabellen nedan. Dessa bör alltså rankas med avseende på sensitivitet och påverkanazonerna viktas om enligt steg 6 ovan ("Biologisk påverkanszonering"). För exempel på enkel överlagring se Figur 9.

Tabell 14. Tillgång till data om marina Natura 2000-typer som omfattas av rapportering artikel 17 i art- och habitatdirektivet.

Natura 2000-kod	Benämning	Kunskapsläge, kartläggning
1110	Sublitorala sandbankar	Ny modell finns, ej fastslagen
1130	Estuarier	Gammal modell
1140	Sand- och lerbottenar som blottas vid lågvatten	Ny modell finns
1150	Laguner	Gammal modell, bör revideras
1160	Vikar och sund	Gammal modell, bör revideras
1170	Rev	Ny modell, ej fastslagen, gammal modell ej nationell
1610	Åsöar i Östersjön	Ny modell finns
1621	Skär i Östersjön	Ny modell finns
1650	Smala vikar i Östersjön	Gammal modell, bör revideras

2018-06-29



Figur 9. Exempel på påverkansanalys av marina habitat av Natura 2000-typ i Stockholms skärgård. Den överlappande arealen mellan potentiell påverkan och habitat kan kvantifieras till andel påverlat habitat per administrativ region, vattendistrikt, havsområde och så vidare.

2018-06-29

Att planera kustzonen och hantera exploatering inom miljökvalitetsnormer

Resultaten ovan kan användas i olika planeringssyften och i handläggning av exempelvis strandskyddsdispenser och hantering av muddringar och muddermassor.

Med kunskap om orörda och potentiellt störda områden är det lättare att prioritera bevarande av kvarvarande områden med få eller inga tecken på påverkan, samt hantera frågor kring samlokalisering av verksamheter dit miljön redan verkar vara kraftigt påverkad och så vidare.

Det kan vara frestande att använda de detaljerade resultaten från denna analys direkt, då de synbarligen pekar ut buffertzoner med hög detaljeringsgrad. Viktigt är att förstå, precis som påtalades ovan, att buffertzonerna bör tolkas på en övergripande nivå (till exempel vik, flada, lagun, fjärd) och följaktligen att den exakta geometrin i buffertzonerna inte bör användas för att avgränsa potentiell påverkan runt enskilda objekt. Med detta sagt så kan en aggregering av påverkanszoner, till exempel per kommun, per kvadratkilometer eller liknande, användas i planeringssyfte, i synnerhet om man använder de i analysen framtagna tidsavsnitten (1960-tal, 1994, 2008) och gör förändringsstudier av ökningstakten av exploatering av grundområden.

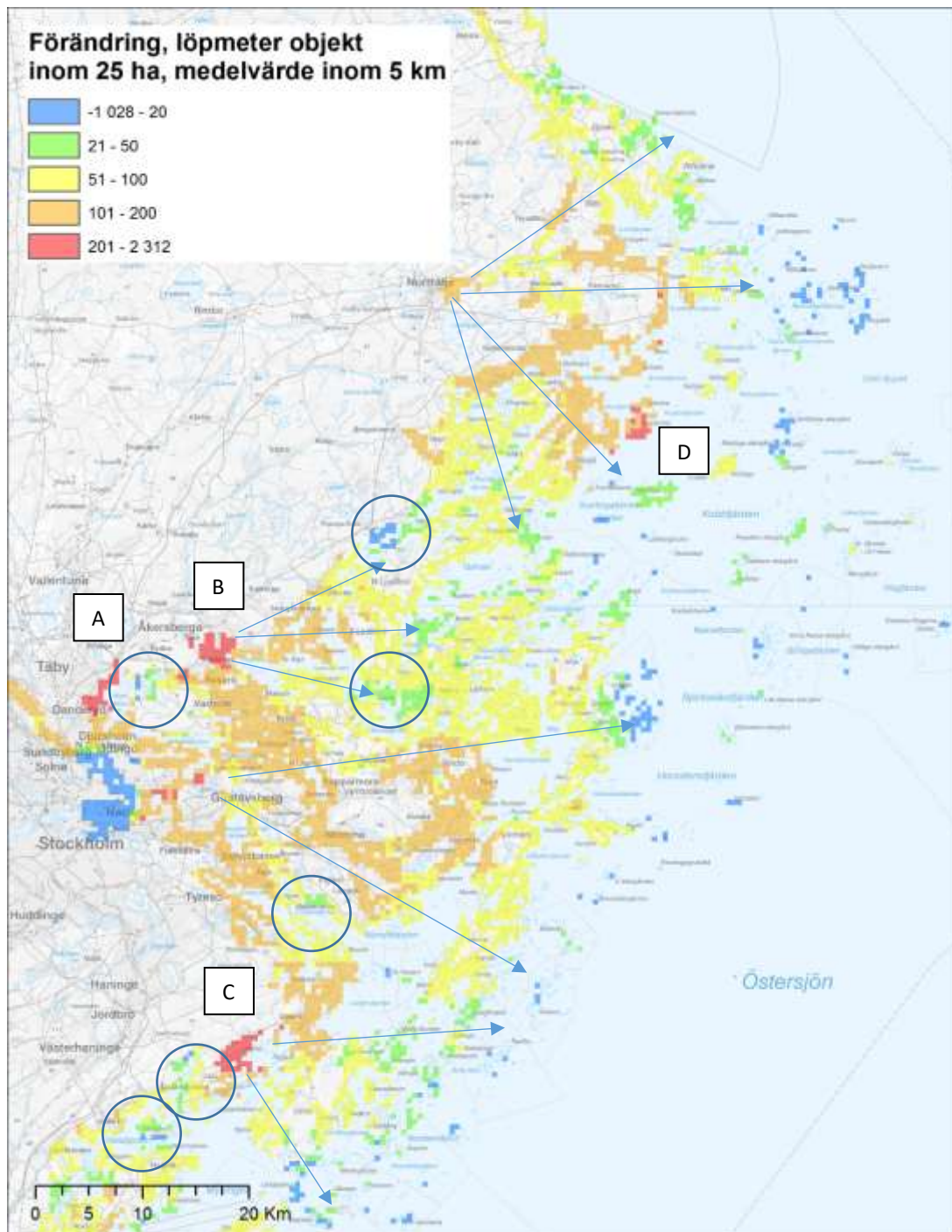
Det är även möjligt att använda resultaten genom att sammanställa tecken på påverkan utanför och inom olika former av områdesskydd, mellan olika kommuner, genom att teckna gradienter från centralortsbildningar (med stor exploatering) och glesbygden (med liten exploatering) eller relatera resultatet nedbrutet per ytenhet, kommun eller liknande till olika socioekonomiska indikatorer. Geografiskt kan man även skära påverkanszonerna med strandlinjen för att spåra andelen obruten kust, identifiera kustsegment av viss längd utan tecken på påverkan och spåra hur detta utvecklas över tid, relevant både för marina habitat men även för exempelvis fågellivet och friluftslivet.

Huvudpoängen är att det går att ta fram ett antal index över tecken på potentiell påverkan, hur detta fördelar sig i rummet och utvecklas över tiden (se exempel i Figur 10). Genom att spåra både ökning av exploatering i vissa nodpunkter (hamnar, orter, knutpunkter) och fragmentering av kvarvarande områden utan tecken på exploatering och fysisk påverkan kan underlagen användas för att rekommendera samlokalisering av störande verksamheter och förbud mot vidare exploatering i de kustavsnitt där kvarvarande ytor oexploaterade grundområden (eller kust) understiger ett visst antaget värde; en målbild för bevarandevärda och livskraftiga naturmiljöer.

Enligt ovan kan även resultaten användas vid planering av verksamheter med tanke på blå och grön tillväxt så att exempelvis inte lekbottnar för fisk störs ytterligare eller verksamheter inom rekreation och friluftsliv försämras. Detta exemplifieras i nästa avsnitt.



2018-06-29



Figur 10. Exempel på förändringsbild av påverkanstryck; förändring 1960–2017 av löpmetrar bryggor per 25 hektar, medelvärde inom 5 kilometer, visar tydligt hur exploateringen har ökat tätortsnära norr och söder om Stockholm (A–C, Täby, Åkersberga & Gålö) samt Norr- och Söderöra (D). Dessutom syns tydliga gradienter från centrumbildningar och ut i skärgårdshavet (pilar). I vissa fall, som för Stockholms stad, har bryggorna minskat till förmån för större hamnar. Kanske är vissa kustnära, mindre exploaterade områden, (cirkelar) extra värdefulla att bromsa utvecklingen inom?

2018-06-29

Ekosystemtjänster och en blå ekonomi

Det pågår en hel del arbete med att bestämma och kartlägga ekosystemtjänster som kan identifieras vid kust och i hav (Gundersen et al. 2017), där det kanske viktigaste användningsområdet är planering av verksamheter som berör havet (Ivarsson et al. 2017). Den underliggande problematiken är att olika verksamheter kräver olika resurser eller tillgångar (ekosystemtjänster) medan dessa verksamheter samtidigt uppfyller olika mål och tillgodoser samhällsliga behov och därmed är resultat av olika drivkrafter.

I ett idealfall går det att kartlägga olika ekosystemtjänster (som exempelvis naturresurser, upplevelsevärden, skydd, ekosystemfunktioner och resiliens) och givet dessa "värdekartor" identifiera i vilken mån verksamheter nyttjar tjänsterna på ett hållbart sätt eller om det sker ett överutnyttjande eller störning av systemen. Exempel på det senare är då fartygstrafik stör fiskrekrytering och därmed fiskerier, exploatering stör upplevelse av orörd natur och därmed turismnäringen eller muddring av en botten tar bort musselbankar och därmed dessas förmåga att rena vatten (Kraufvelin et al. 2018).

I detta arbete finns möjligheten att koppla samhällsliga drivkrafter till fysisk störning vilket kan användas för att kartlägga eventuella intressekonflikter mellan exempelvis bevarande av ekosystemtjänster och andra samhällsliga incitament. Det är dock svårt att undersöka vilka samhällsliga drivkrafter som orsakar problem med ekosystemtjänster eftersom fler drivkrafter kan ligga bakom en verksamhet eller fysisk etablering och det är det sammanvägda, ackumulerade, påverkanstrycket som är signifikant (se nästa avsnitt). Att spåra samhällsliga drivkrafter är dock relevant då man behöver utvärdera, bevara och utveckla kustens och havets förmåga att tillhandahålla ekosystemtjänster. Med en detaljerad bild av ekosystemtjänster och drivkrafter för exploatering är det möjligt att prioritera olika verksamheter. En sådan prioritering kan styra utvecklingen så att drivkrafter tillgodoses på ett sådant sätt att ekosystemtjänsterna bevaras eller till och med utvecklas.

En möjlighet som föreligger med resultat från detta arbete är att sammanställa alla kartlagda objekt, de som ligger till grund för påverkanszonerna, nationellt och regionalt med avseende på de drivkrafter som de kan kopplas till (appendix C6). Eftersom vissa objektclasser i skrivande stund finns kartlagda från två (nationellt) eller fyra (områdesvis) tidpunkter ger detta en möjlighet att ta fram nationella och regionala förändringsbilder.

För att kvantifiera användningen av rummet ställt mot samhällsliga drivkrafter kan förslagsvis en analys av följande utföras:

1. Längden kartlagda objekt av linjetyp, multiplicerat med objektets grundvikt (1–5), uppdelat per drivkraft
2. Arealen kartlagda objekt av polygontyp, även det multiplicerat med objektets grundvikt (1–5) och uppdelat per drivkraft
3. Dessa två indikatorer nedbrutna på län, kommun, indexruta eller annan geografisk indelning.
4. Förändringen mellan tillgängliga tidsavsnitt, uttryckt som löpmeter/hektar samt procentuell förändring per år, per geografisk indelning.
5. Förändring av orörda områden, definierat som arealen habitat, GEM-områden eller motsvarande som ligger längre bort än ett visst avståndsmått, förslagsvis 100 meter, från fysiska etableringar, nedbrutet efter samma geografiska indelning som ovan.

Genom dessa analyser erhålls mått på olika drivkrafters lokalisering, utbredning och förändring över tid samt även den krympande arealen havsmiljö som kan förmodas vara mer eller mindre orörd, uppdelat på regionala indelningar. Se Figur 10 för ett enkelt exempel på en förändringsanalys.



2018-06-29

För kartlägga hur dessa samhälleliga drivkrafter påverkar kustens ekosystemtjänster bör de senare kartläggas och en konfliktanalys mellan dessa båda datamängder göras. I tabellen nedan visas exempel på ekosystemtjänster i kustzonen som kan kartläggas och som kan ställas mot en kvantifiering av påverkanstryck. I detta perspektiv bör alltså samexistens (konflikter eller överlagringar) i rummet bedömas som antingen hållbart nyttjande, ohållbart nyttjande eller oavsiktlig destruktion av värden.

Tabell 15. Exempel på ekosystemtjänster i kustzonen som kan och bör kartläggas, både vad gäller tillgång/förekomst och nyttjande och för vilka deras samlokalisering med påverkanszoner från fysiska etableringar kan kvantifieras.

Område	Exempel
Näring	Fiske, jakt, fiskodling, algodling, musselodling
Material	Sandtäkt, algtäkt
Energi	Vattenkraft, vindkraft, vågkraft
Rening	Musselbankar, våtmarker
Skydd	Erosionsskydd, vindskydd, bullerdämpning, absorption av nederbörd
Resiliens	Havens barnknammare, genpool, förråd för arter, abundans
Kunskap	Forskning, utbildning om hav, ekosystem
Hälsa	Fritidsverksamhet, idrott, naturupplevelse
Kultur	Identitet, historia, sammanhang
Turism	Fritidsfiske, bad, upplevelse
Demografi	Boende, transport, kommunikation



Koppling av påverkanstryck till DPSIR

Syftet har varit att i enlighet med ramdirektivet för vatten relatera påverkanstrycken och påverkansanalysen till DPSIR-modellen genom att identifiera de samhälleliga drivkrafter (*driver*, "D" i DPSIR-modellen) som ligger till grund för påverkanstrycken och risken för påverkan och nedsatt hydromorfologisk status.

I SLU Aquas rapporter om grön infrastruktur har de använt grundläggande mänskliga behov som drivkrafter och aktiviteterna mer som en form av sekundära drivkrafter. Inom DPSIR står D alltså för drivkraft och de definierar detta som samhälleliga drivkrafter som uppfyller grundläggande mänskliga behov av föda, vatten, råvaror, förflyttning av varor och människor, produktion av energi, överföring av energi, överföring av material och kommunikation, hälsa, skydd, säkerhet, utrymme, kultur och rekreation (Elliott et al. 2017a). De drivkrafter som har identifierats i "WFD Reporting guidance" (Europeiska kommissionen 2016b). Se även appendix C6.

Det som behövs kartläggas är vilka drivkrafter som bidrar till sänkt status i varje vattenförekomst för att sammantaget för ett distrikt (och nationellt) ta fram relevanta åtgärder (styrmedelsåtgärder) till myndigheter som hanterar olika sektorer i samhället (drivkrafter). För varje specifik vattenförekomst får man också ett underlag (där även kvantiteten av olika påverkanstyper inom en vattenförekomst kan spela roll) för att föreslå konkreta fysiska åtgärder.

Utgångspunkten först var att dela upp alla objekt i dessa drivkrafter och sedan göra påverkansanalysen. Men om man delar upp risk för påverkan baserat på drivkrafter kan man inte göra uppskattning av ackumulativ effekt. Exempelvis ger en industriell pir bredvid en fritidsbåtshamn sammantaget mer risk för påverkan mellan dessa objekt än var för sig, trots att de tillhör olika drivkrafter. Bättre vore nog alltså att göra en analys som söker faktisk potentiell påverkanszon och sedan sammanställer fördelningen av påverkan per drivkrafter på ett mer statistiskt/principiellt plan, inte areellt via GIS.

Enligt "WFD reporting guidance" V6.0.6 tabell s. 42 tabellrad 12 kolumn 5 så ska man rapportera hur många vattenförekomster som riskerar sin status baserat på olika drivkrafter (Europeiska kommissionen 2016b). Man behöver inte (och det går knappast) att precisera hur stor andel av alla vattenförekomster som påverkas av olika drivkrafter. Eftersom flertalet påverkanstryck dessutom faller under flera drivkrafter samtidigt blir ett resultat uppdelat per drivkraft omöjligt att nå. Eftersom det i brist på annat räcker att rapportera baserat på expertbedömning (2.3.1 s. 39) så är det sammantaget tillräckligt att rapportera vattenförekomster med risk för nedsatt status och för dessa göra en nedbrytning i bidragande drivkrafter. Då kan man efter riskbedömningen skilja ut antal/yta för de drivkrafter som inverkar i dessa vattenförekomster.

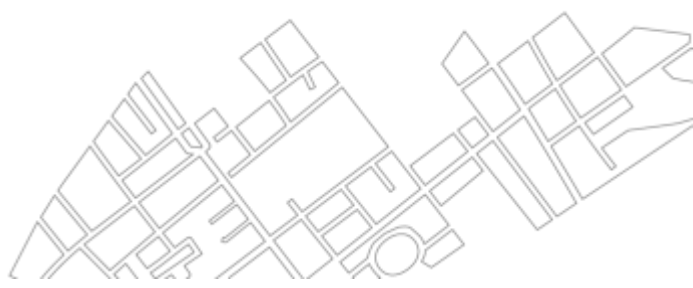
Metoden som föreslås här går därför ut på att först utföra påverkansanalysen enligt ovan och där vattenförekomsterna faller ut som signifikant påverkade sammanställs inom dessa antal och areal för objekt/verksamheter relaterat till olika samhälleliga drivkrafter. Summan av dessa antal och ytor kommer då att vara större än antalet och arealen av vattenförekomstens påverkansobjekt eftersom vissa räknas flera gånger.

I appendix C6 visas vilka objekt som regelmässigt kan föras till olika drivkrafter och vilka som kan delas upp per drivkraft baserat på GIS-analyser.

2018-06-29

Tabell 16. Begrepp angående (sekundära) drivkrafter inom denna modell och enligt vattendirektivet.

Drivkrafter	Engelsk beteckning enligt vattendirektivet
Översvämning erosionsskydd	Flood protection
Rekreation, turism	Tourism and recreation
Industri	Industry
Sjöfart	Transport
Föråldrat	–
Jordbruk	Agriculture
Transport	Transport
Fiske, vattenbruk	Fisheries and aquaculture
Vattenkraft	Energy – hydropower
Hydrologisk regim annat	Urban development
Morfologiskt tillstånd annat	Urban development
Konnektivitet annat	Urban development
Övrigt, ospec	(Ej med i vattendirektivet)



Resultat av påverkansanalys

Resultatet från påverkansanalysen presenteras här i fyra delar: (i) *areell påverkan*, det vill säga områden med risk för påverkan i olika grad, (ii) *förändring* av påverkanstryck mellan 1960-talet och 2016, (iii) *förändringstakt* för utvecklingen i de områden som studerats vid fler än två tidpunkter, samt (iv) *fragmentering* av viktiga habitat, som visar det successiva urholkandet av orörda grunda områden skyddade från vågor.

Areell påverkan avser här områden med faktisk risk för påverkan i nutid. Eftersom modellen är grov ska resultatet inte hållas giltigt för varje given ytenhet utan det är istället den sammantagna bilden av påverkan på en något mer övergripande nivå (vik, sund, flad och så vidare) som kan anses relevant. Av denna anledning presenteras statistik på areell påverkan istället för några detaljerade kartbilder med precisa påverkanszoner.

Eftersom en med nutid jämförbar kartläggning av historiska påverkanszoner inte kan skapas, på grund av att det saknas bra dataunderlag, presenterar stycket **Förändring av påverkanstryck 1960–2016** istället en kvantifiering av de påverkanstryck som med hög tillförlitlighet går att följa historiskt. Detta är en nationell jämförelse och eftersom det nationellt sett bara finns data från två tidpunkter består denna förändringsanalys av data från 1960-talet och 2016.

För de utvalda delområdena som karterats med bilder från tidigt 1990-tal och tiden omkring 2008 (se appendix C7) har det varit möjligt att följa utvecklingen genom att teckna **förändringstakt av påverkanstryck i utvalda delområden**. Eftersom denna studie baseras på fler än två tillfällen får vi en möjlighet att spåra eventuella trender i förändrad hantering av exploatering över tid och mellan regioner. Delområdena avser att återspegla utvecklingen i samtliga vattendistrikt och att fånga upp påverkan i olika sociokulturella områden.

Slutligen presenterats en studie av **fragmentering av viktiga habitat 1960–2016**. Detta resultat visar hur stor del av grundområden skyddade från vågor som kvarstår orörda över tid. Eftersom trendanalysen var central kunde bara objekt som kartlagts alla år inkluderas, vilket betyder att muddringar, svall och erosion och så vidare inte ingår. Resultatet kan därmed inte användas för att skatta faktiska påverkanszoner utan vad som istället fångas upp väl är förändringstakten. Metoden visar andelen GE-områden som ligger längre bort från etableringar än 100 meter, varför värdet på andelen yta effektivt pekar ut den relativa andelen orörda områden. Den faktiska andelen är i verkligheten mindre om man inkluderar muddringar med mera. Men eftersom muddringar och tung fartygstrafik ofta förekommer nära bryggor, pirar och så vidare är ändå den procentuella andelen orörda områden ett grovt mått att utgå ifrån vid bedömning av regionala och nationella tillstånd för miljön.

2018-06-29

Tabell 17. Klassindelning av påverkanszonering.

Klass	Beskrivning	Färgkod
Opåverkat	Det finns inga tecken på någon fysisk påverkan på de hydromorfologiska processerna	
Klass 1	Fysiska påverkanstryck har trolig effekt på processerna men dessa effekter är försumbara	
Klass 2	Påverkan är troligen mätbar men påverkan på habitatnivå är troligen försumbar	
Klass 3	De förändrade processerna ger troligtvis en mätbar förändring på habitatnivå	
Klass 4	De förändrade processerna ger troligtvis en stor förändring på habitatnivå	
Klass 5	Områden med denna klasstilldelning har troligtvis helt onaturlig bottenmiljö	

Areell påverkan på grundområden

Nedan följer en sammanställning av påverkanszonernas omfattning aggregerat per vattendistrikt enligt vattenförvaltningen. I appendix G3 finns denna statistik nedbruten på läns- och kommunnivå. Denna sammanställning gäller analys i nutid (2016) eftersom data för andra tidsavsnitt är bristfälliga då det saknas modeller och karteringar baserat på AIS-data och de äldre historiska flygbilderna är av låg kvalitet. Resultatet är uppdelat på de tre hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna morfologiska tillstånd, hydrografiska villkor samt konnektivitet. Dessa finns beskrivna i sektionen "Definition av påverkanszon och påverkan". Den indelning i risk för påverkan som har använts följer tidigare beskrivning (Tabell 9) och är kompletterad med en klass för ingen påverkan. Skalan visas längst ner på respektive sida och kan kort sammanfattas enligt Tabell 17 ovan.

Analys och resultat

För respektive kvalitetsfaktor har sex olika analyser utförts för de olika vattendistrikten enligt nedan:

1. **Areal inom GE (hektar)** visar hur många hektar inom varje vattendistrikt som uppvisar risk för påverkan indelat i de olika påverkansklasserna gällande grunda vågskyddade områden. Grunda exponeringsskyddade områden har vi avgränsat till djupzon 0–6 meter och vågexponeringsklasserna "Ultraskyddat", "Extremt skyddat" och "Mycket skyddat" från den EUNIS-klassade SWM-modellen. Detta visar den areella omfattningen av denna viktiga miljö och hur stora arealer som är opåverkade eller visar risk för fysisk påverkan.
2. **Andel av GE (%)** visar föregående data genom procentuell fördelning, vilket säger något om den relativa andelen bottnar med risk för påverkan.
3. **Areal inom djupzon 0–6 m (hektar)** Visar likt punkt 1 fördelningen av risk för påverkan fast utan att vågexponeringen har tagits med i beaktan, utan omfattar all botten inom 0–6 meters vattendjup. Jämfört med punkt 1 visar detta diagram hur risk för påverkan totalt sett minskar om man tar hänsyn till all grund botten, det vill säga att påverkan främst sker i områden skyddade från vågor.
4. **Andel av arealen i djupzon 0–6 m (%)** visar den procentuella fördelningen av föregående punkt.



2018-06-29

5. **Areal inom djupzon 0–15 m** visar arealen inom den hydromorfologiska zonen, det vill säga där vattendjupet understiger 15 meter, fördelat på olika risk för påverkan.
6. **Andel av areal i djupzon 0–15 m (%)** visar den relativa, procentuella, fördelningen av risk för påverkan inom den hydromorfologiska zonen.

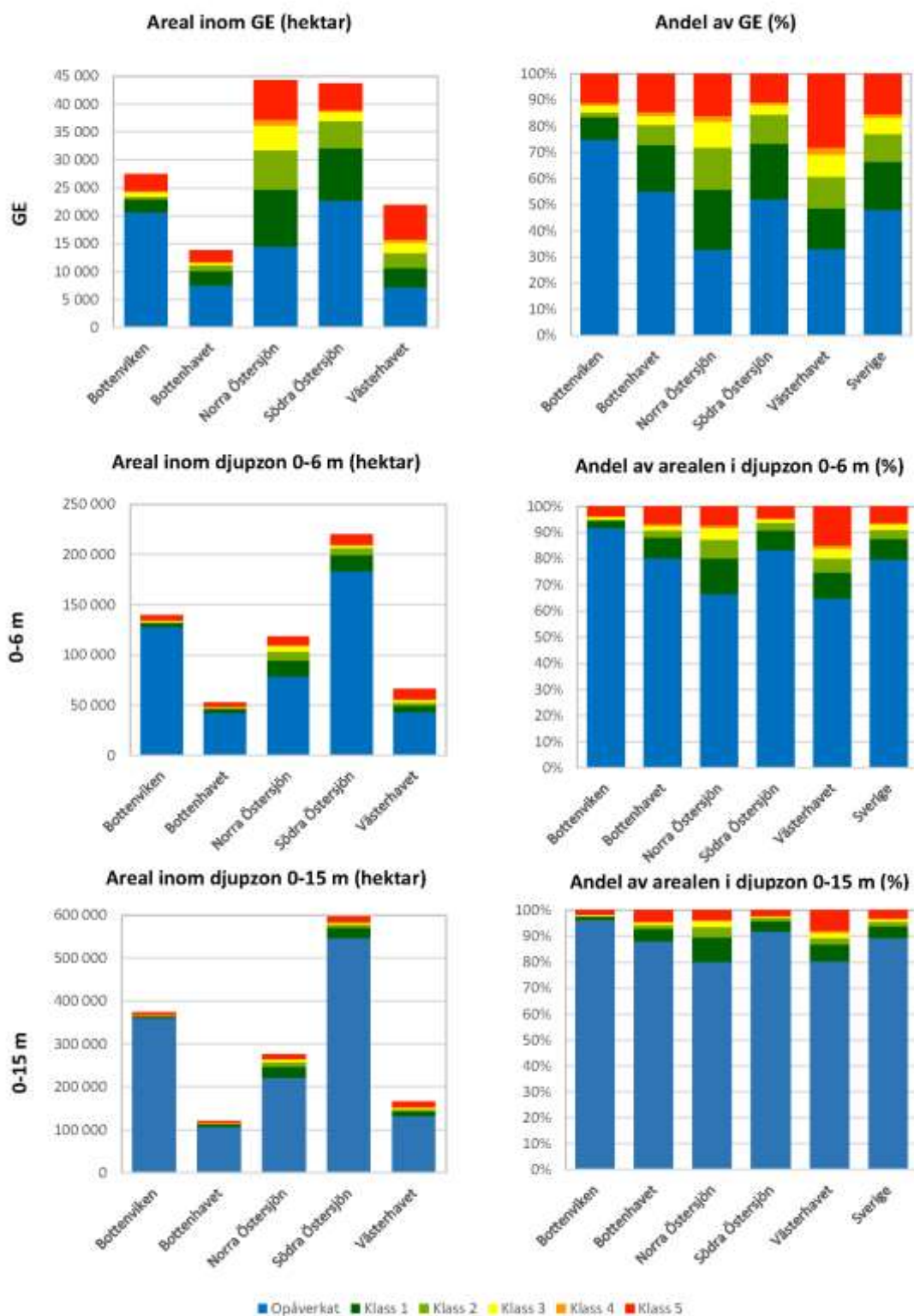
Sammantaget visar graferna hur risk för påverkan är störst i grunda och vågskyddade (GE) områden, något mindre inom den generella zonen 0–6 meter och ännu något mindre i den generella hydromorfologiska zonen (0–15 meters djup). Vi kan också se att andelen av de viktiga GE-områdena som löper risk för fysisk påverkan på morfologiska tillstånd enligt denna metod uppgår till 30–40 % i de mest utsatta vattendistrikten, Västerhavet och Norra Östersjön. Sådana områden har alltså väsentligt förändrade bottenstrukturer och sedimentsammansättningar än orörda områden. Nedbrutet på kommunal nivå (se appendix G3) framgår det att påverkan slår mycket olika. I vissa kommuner, i synnerhet där områden skyddade från vågor är sällsynta, kan risk för påverkan beröra 100 % av alla GE-områden. För hydrografiska villkor är påverkan något större och berör delvis andra områden eftersom verkan på vågregim i högre grad berör större ytor, även i öppna kuster och mer har karaktären av ändrade sedimentrörelser runt pirar och så vidare.

Risk för påverkan på konnektivitet är något mer utbredd och mer homogen över landet än de övriga faktorerna bland annat eftersom det i denna faktor räknas in fysisk påverkan från fartygstrafik, samt att långa pirar, hövder och så vidare i synnerhet i öppna kuster har en förmåga att helt blockera arters förmåga till längs grundområdena företagen rörelse och migration. På tre följande sidor återfinns tre helsidesfigurer utan figurtext avseende risk för påverkan på morfologiska tillstånd, hydrografiska villkor och konnektivitet.



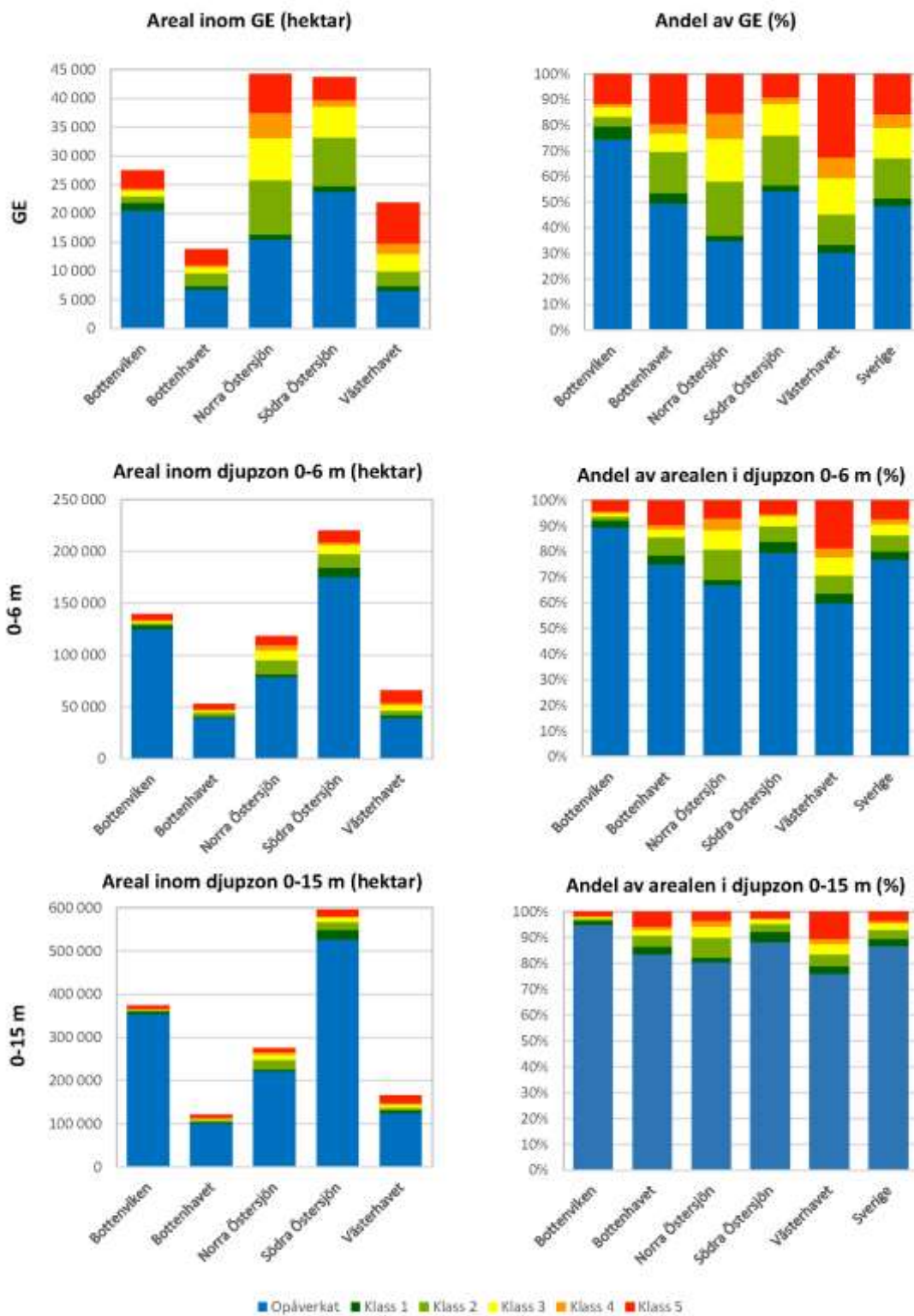
2018-06-29

Morfologiska tillstånd



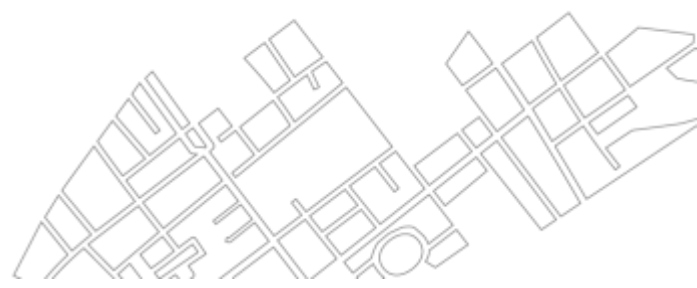
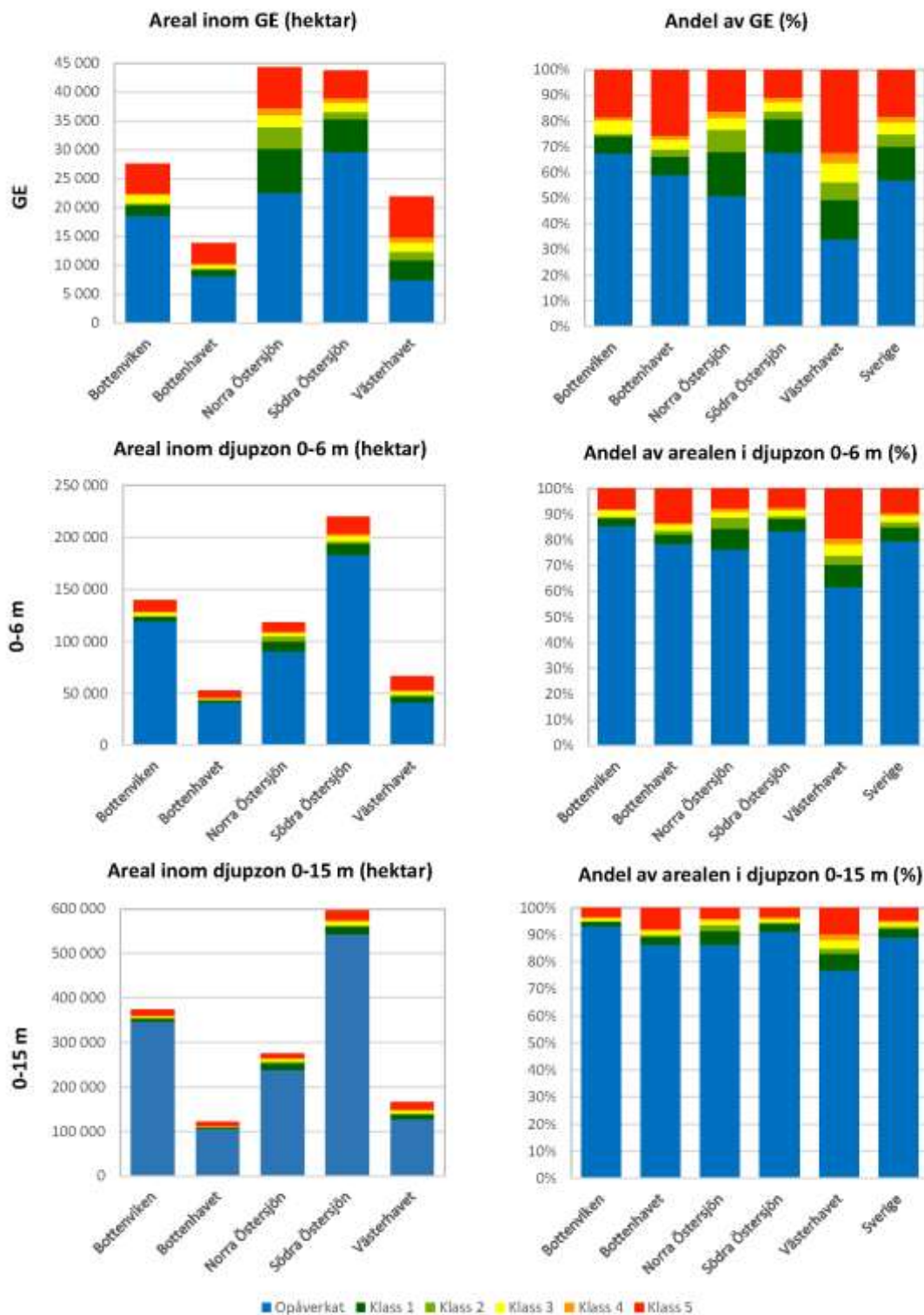
2018-06-29

Hydrografiska villkor



2018-06-29

Konnektivitet



2018-06-29

Förändring av påverkanstryck 1960–2016

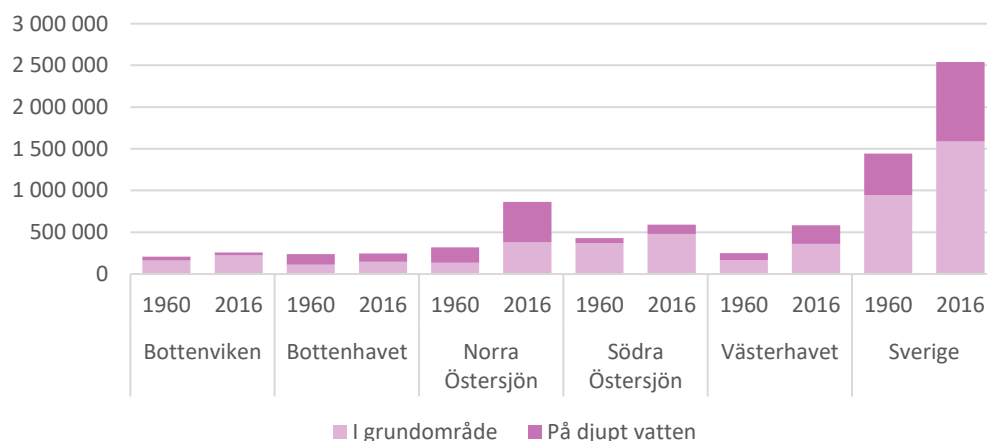
Eftersom det finns mycket mer och bättre dataunderlag för 2016 än för 1960 har vi inte kunnat skapa historiska påverkanszoner på samma sätt som för 2016. Däremot finns det jämförbara karteringar av byggnation längs med kusten som vi kan använda oss av, se appendix C1.

Jämförelse av 1960 och 2016

För att få en nationellt heltäckande jämförelse måste analysen begränsas till de två årtalen 1960 och 2016 och de objektklasser som kunde karteras vid båda tillfällena, se appendix C7. Den byggnation som karterats som linjeobjekt (bryggor, kajer, smala pirar och övrigt) jämförs bäst för sig eftersom det då är möjligt att addera deras sammanlagda längd (vilket är mer tillförlitligt än att räkna deras antal då det är svårt att definiera vad som är en eller flera bryggor när de hänger ihop med varandra). För de objekt som karterats som ytor eller punkter (byggnader, broar, breda pirar och övrigt) har vi istället jämfört dess sammanlagda antal.

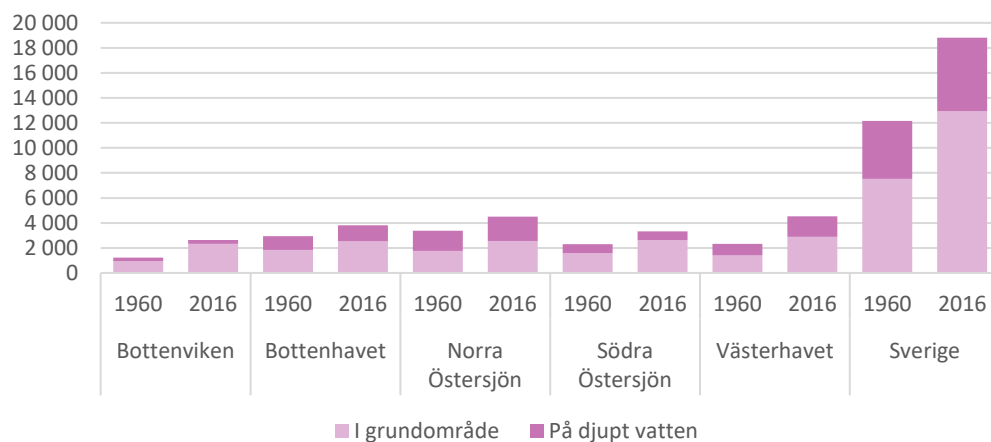
Vad gäller den sammanlagda längden bryggor, kajer, smala pirar och övriga linjeobjekt var den som störst i Södra Östersjön 1960 men i Norra Östersjön 2016. Totalt längs hela Sveriges kust rör det sig om nästan 150 mil av ovanstående karterade objekt 1960 och över 250 mil 2016 (Figur 11).

Det sammanlagda antalet byggnader, broar, breda pirar och övriga yt- eller punktobjekt var som störst i Norra Östersjön både 1960 och 2016. I hela Sverige var det över 12 000 sådana objekt 1960 och nästan 19 000 objekt 2016 (Figur 12).



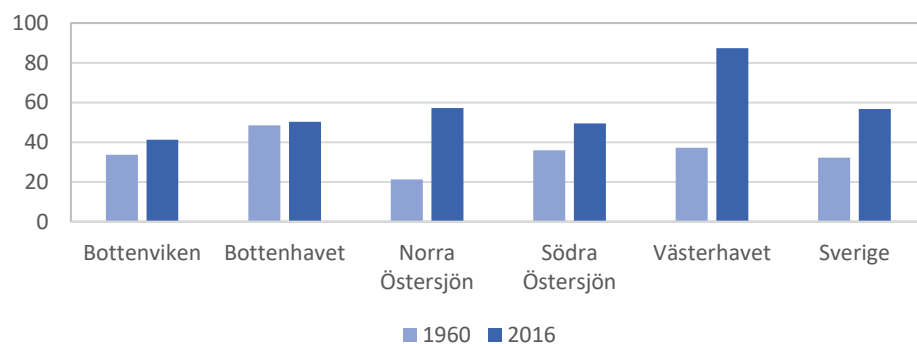
Figur 11. Sammanlagd längd (m) brygga, kaj, pir < 6m bred och övriga objekt som digitaliserats som linjer. Objektlängden redovisas per vattendistrikt 1960 och 2016 och är dessutom uppdelad i kategorierna I grundområde och På djupt vatten beroende på medeldjupet omkring varje brygga.

2018-06-29



Figur 12. Sammanlagt antal byggnader, broar, pirlar > 6 m bredd och övriga objekt som digitaliserats som ytor eller punkter. Antalet objekt redovisas per vattendistrikt 1960 och 2016 och är dessutom uppdelat i kategorierna I grundområde och På djupt vatten beroende på medeldjupet omkring varje brygga.

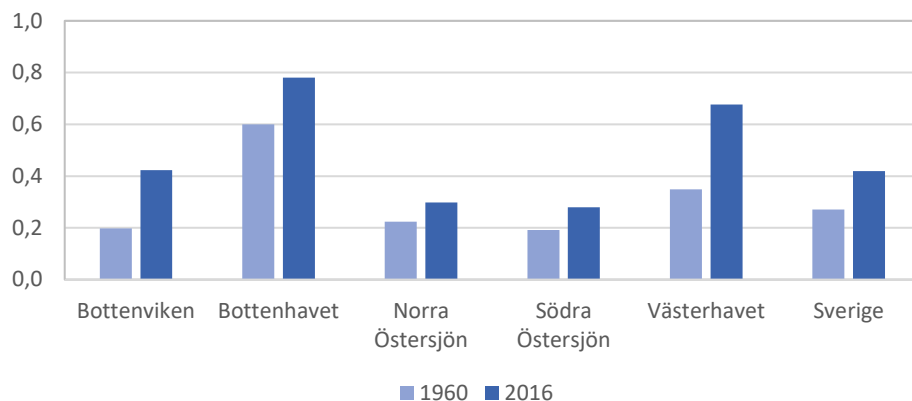
Relaterat till strandlinjens längd hade Bottenhavet längst objektlängd bryggor och så vidare 1960 och Västerhavet 2016 (Figur 13). Antal byggnader med mera per km strandlinje var störst i Bottenhavet både 1960 och 2016 (Figur 14). Samma distrikt hade längst objektlängd per km² havsområde och flest antal objekt per km² havsområde (Figur 15 och Figur 16). Det distrikt som 1960 hade kortast objektlängd per km² havsområde, Bottenviken (Figur 15), var däremot inte samma som hade kortast objektlängd per km strandlinje, Norra Östersjön. År 2016 hade Bottenviken kortast längd med båda måtten.



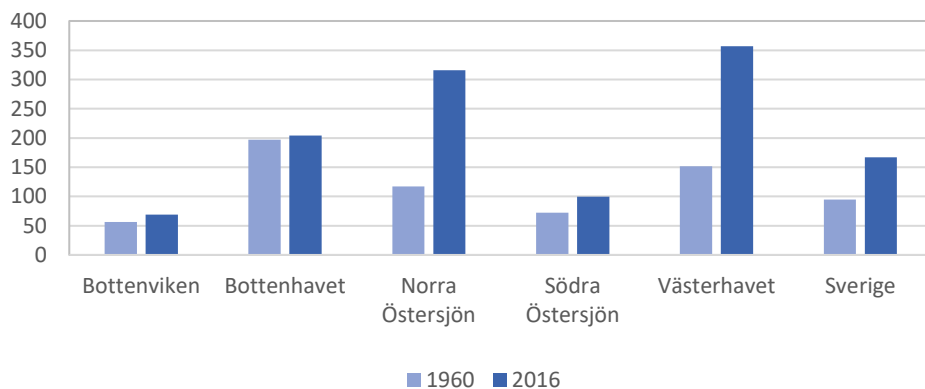
Figur 13. Sammanlagd längd (m) brygga, kaj, pirlar < 6m bred och övriga linjeobjekt per km strandlinje i respektive vattendistrikt 1960 och 2016.



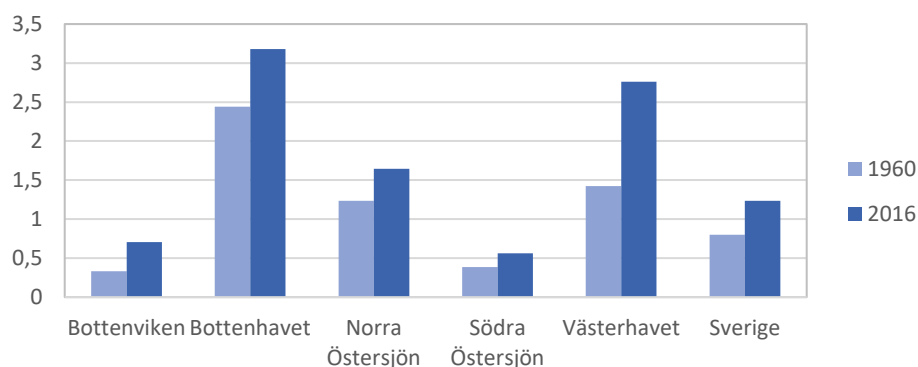
2018-06-29



Figur 14. Sammanlagt antal byggnader, broar, pirlar > 6 m bredd och övriga yt- eller punktobjekt per km strandlinje i respektive vattendistrikt 1960 och 2016.



Figur 15. Sammanlagd längd (m) brygga, kaj, pirlar < 6 m bred och övriga linjeobjekt per km² havsyta i djupzon 0–15 m i respektive vattendistrikt 1960 och 2016.



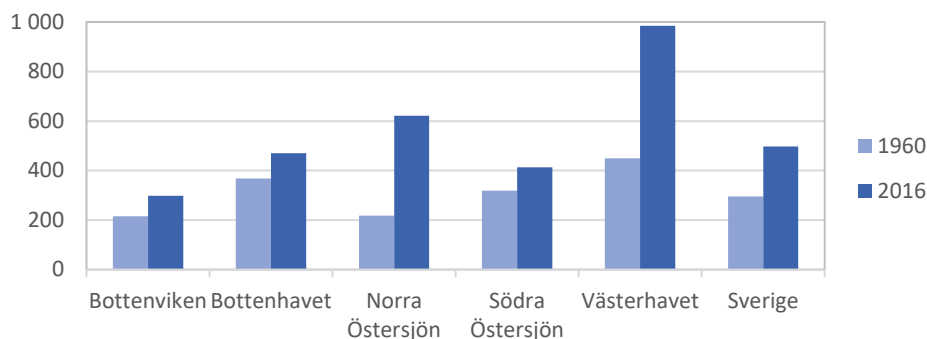
Figur 16. Sammanlagt antal byggnader, broar, pirlar > 6 m bredd och övriga yt- eller punktobjekt per km² havsyta i djupzon 0–15 m i respektive vattendistrikt 1960 och 2016.

Vad gäller delmängden objekt som ligger på grund botten relaterat till areal grunt (0–3 m) havsområde hade Västerhavet längst objektlängd både 1960 och 2016 (Figur 17). För antalet bryggor med mera på

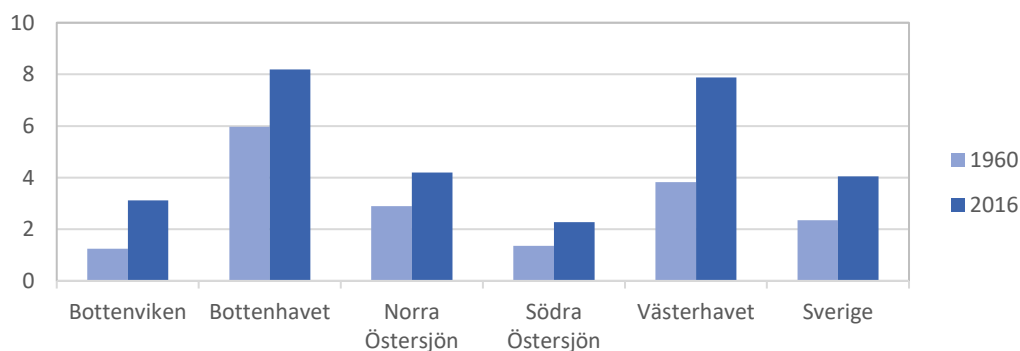


2018-06-29

grund botten relaterad till yta i grundområde var det istället Bottenhavet som hade flest objekt både 1960 och 2016 (Figur 18).



Figur 17. För de objekt som ligger i grundområden (medeldjupet i en 200-meters radie är < 6m) redovisas här sammanlagd längd (m) brygga, kaj, pir < 6m bred och övriga linjeobjekt per km² havsyta i djupzon 0–3 m i respektive vattendistrikt 1960 och 2016.

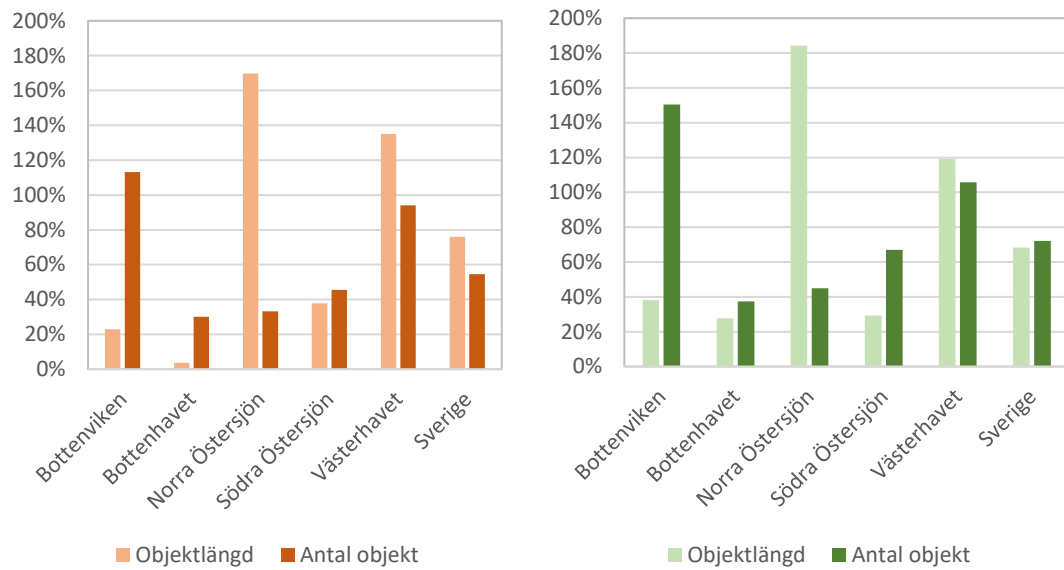


Figur 18. För de objekt som ligger i grundområden (medeldjupet i en 200-meters radie är < 6m) redovisas här det sammanlagda antalet byggnader, broar, pirlar > 6 m bredd och övriga yt- eller punktoobjekt per km² havsyta i djupzon 0–3 m i respektive vattendistrikt 1960 och 2016.

Den procentuella ökningen av objektlängd mellan de två tidpunkterna var som störst i Norra Östersjön. Vad gäller ökningen av antalet objekt var den som störst i Bottenviken. Det gäller även för de objekt som kategoriserades som tillhörande grundområdena ().



2018-06-29



Figur 19. Procentuell ökning av objektlängd (brygga, kaj, pir < 6m bred och övriga linjeobjekt) och antal objekt (byggnader, broar, pirlar > 6 m bredd och övriga yt- eller punktobjekt) per vattendistrikt 1960 och 2016 för alla objekt (till vänster) och endast de som ligger i grundområden (till höger).



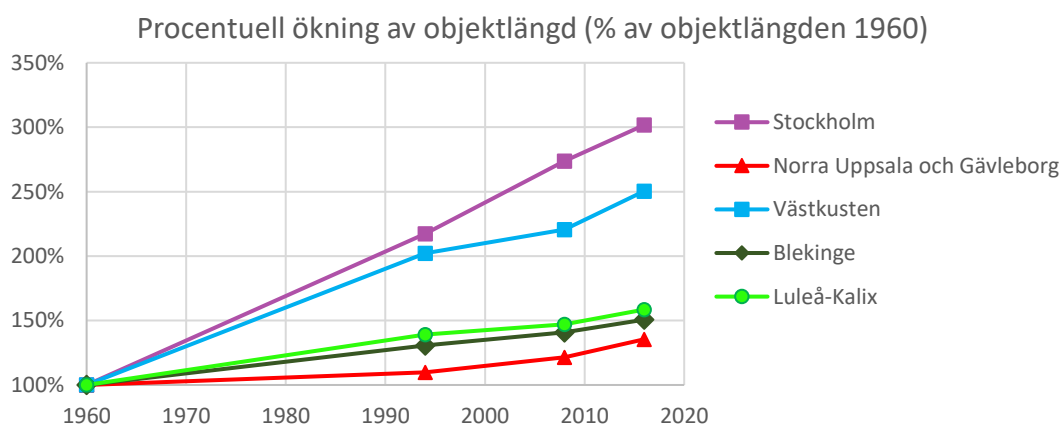
2018-06-29

Förändringstakt av påverkanstryck i utvalda delområden

Jämförelse av 1960, 1994, 2008 och 2016

Genom att begränsa jämförelsen av påverkanstrycket till de utvalda delområden där vi har karterat byggnation även för 1994 och 2008 (se "Kartering av byggnation 1994 och 2008" i appendix C1) kunde vi inkludera två ytterligare årtal i förändringsanalysen. Här inkluderas samma objektklasser som i föregående jämförelse mellan 1960 och 2016 och jämförelsen är även här gjord separat för linjeobjekt respektive för yt- och punktobjekt (se "Förändringstakt av påverkanstryck i utvalda delområden" i appendix C7).

Den sammanlagda längden bryggor, kajer, smala pirar och övriga linjeobjekt ökade som mest i Stockholm och på västkusten. I Stockholm var den sammanlagda objektlängden över tre gånger så lång år 2016 jämfört med år 1960. För flera av inventeringsområdena skedde ökningen i en snabbare takt efter mellan 2008 och 2016 än mellan 1994 och 2008 (Figur 20).

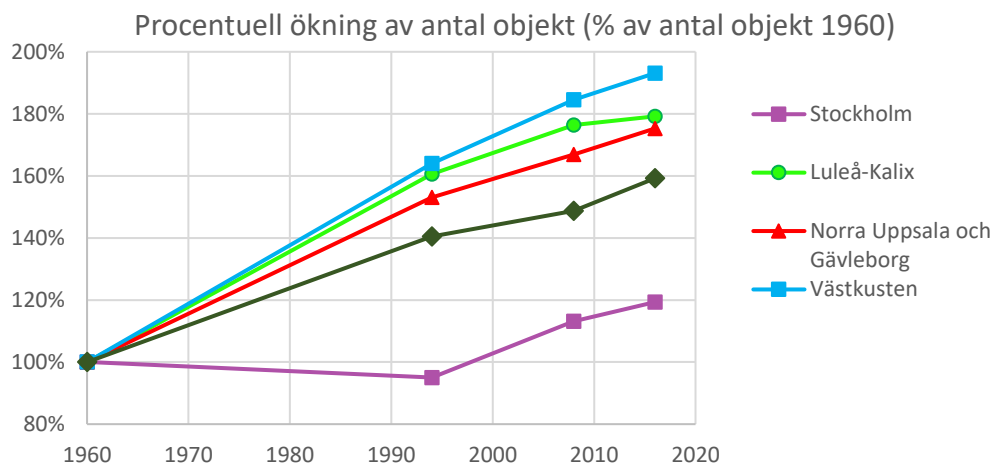


Figur 20. Procentuell ökning av den sammanlagda längden bryggor, kajer, pirar och övriga linjeobjekt i de fem olika inventeringsområdena. Jämförelsen uttrycks som procent av objektlängden 1960. 100 % motsvarar med andra ord objektlängden 1960.

Det sammanlagda antalet pirar bredare än 6 m, broar, byggnader och övriga yt- eller punktobjekt har ökat med 19–93 % mellan 1960 och 2016 i de olika inventeringsområdena. För dessa ytobjekt var ökningen som störst på västkusten. Bland de fem inventeringsområdena var ökningen som minst i Stockholm. Mellan 1960 och 1994 var det en liten minskning av antalet ytobjekt i Stockholm (Figur 21). Det var antalet byggnader som minskade, men förändringen skulle kunna vara en effekt av att karteringsunderlaget var sämre för 1994 än för 1960 (de ortofoton som fanns tillgängliga hade 1 meters upplösning 1994 men 0,5 meter 1960), vilket gjorde det svårare att identifiera byggnader 1994.

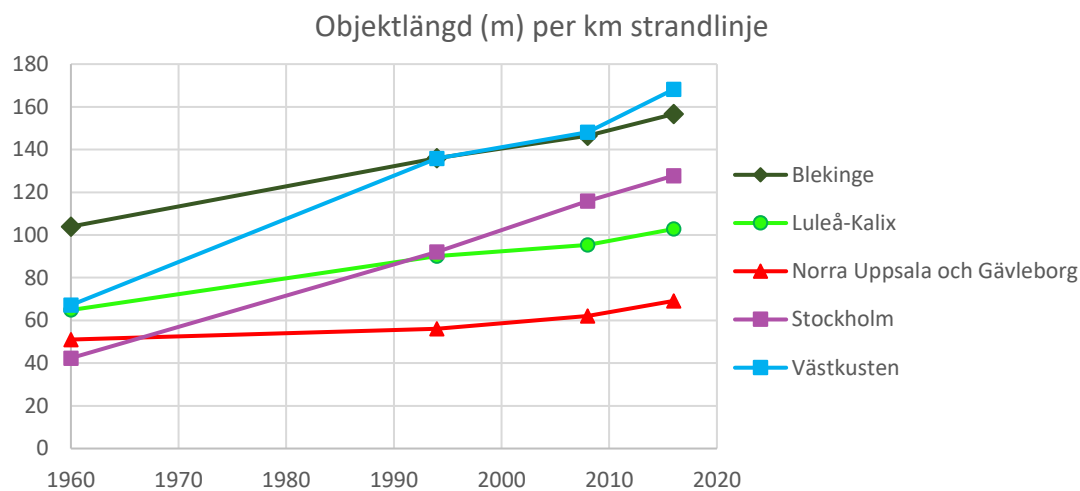


2018-06-29



Figur 21. Procentuell ökning av det sammanlagda antalet pjar bredare än 6 m, broar, byggnader och övriga yt- eller punktojekt i de fem olika inventeringsområdena. Jämförelsen uttrycks som procent av antal objekt 1960. 100 % motsvarar med andra ord antalet objekt 1960.

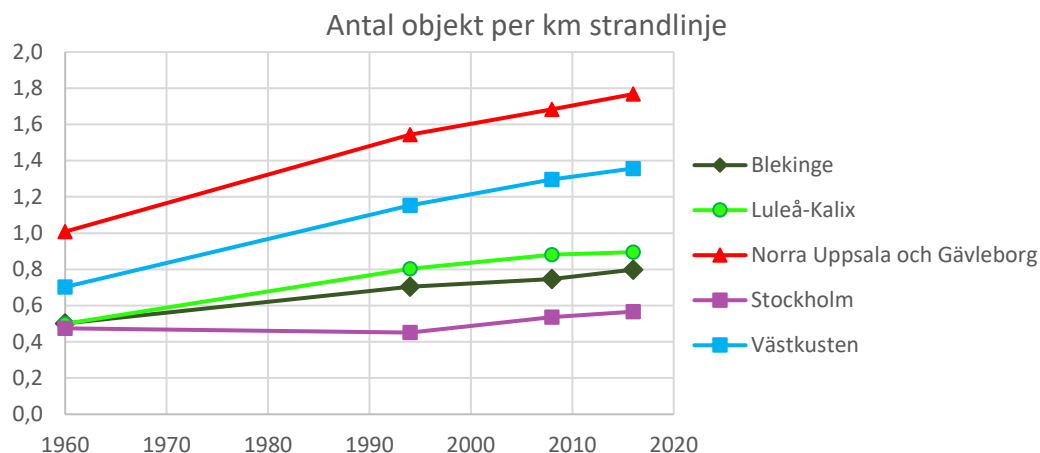
Relaterat till strandlinjens längd hade västkusten längst objektlängd bryggor och så vidare 2008 och 2016. Innan dess hade Blekinge en längre objektlängd per strandlinje (Figur 22). Antal byggnader med mera per km strandlinje var störst i Norra Uppsala och Gävleborg alla fyra årtalen (Figur 23).



Figur 22. Sammanlagd längd (m) brygga, kaj, pjar < 6m bred och övriga linjeobjekt per km strandlinje i respektive inventeringsområde 1960, 1994, 2008 och 2016.

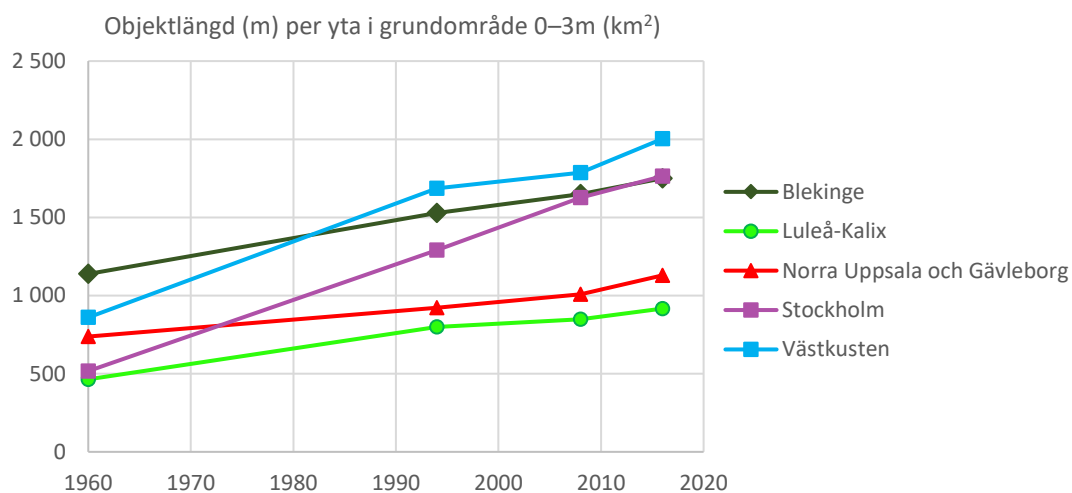


2018-06-29



Figur 23. Sammanlagt antal pirar bredare än 6 m, broar, byggnader och övriga yt- eller punktojekt per km strandlinje i respektive inventeringsområde 1960, 1994, 2008 och 2016.

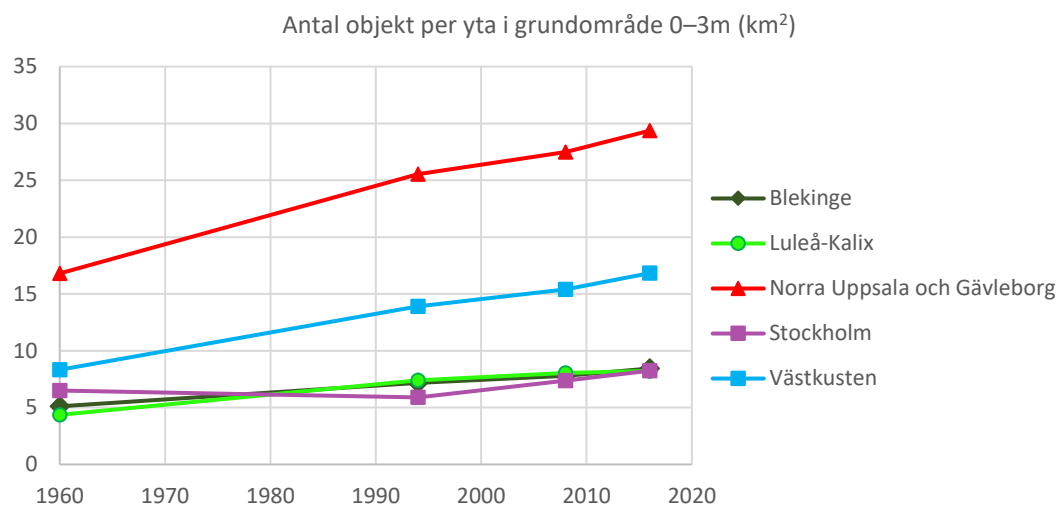
Vad gäller delmängden objekt som ligger på grund botten relaterat till areal grunt (0–3 m) havsområde påminner mönstret om de figurer där alla objekt relateras till strandlinjens längd. Västskusten och Stockholm hade längst objektlängd per areal inom djupzon 0–3 meter (Figur 24) år 2016 men 1960 var det istället Blekinge och västkusten som hade längst. För antalet byggnader med mera på grund botten relaterad till yta i grundområde var det istället Norra Uppsala och Gävleborg samt västkusten som hade flest objekt (Figur 25).



Figur 24. För de linjeobjekt som ligger i grundområden (medeldjupet i en 200-meters radie är < 6m) redovisas här sammanlagd längd (m) brygga, kaj, pir < 6m bred och övriga linjeobjekt per km² havsyta i djupzon 0–3 m i respektive inventeringsområde 1960, 1994, 2008 och 2016.



2018-06-29



Figur 25. För de yt- och punktojekt som ligger i grundområden (medeldjupet i en 200-meters radie är < 6 m) redovisas här det sammanlagda antalet pirar bredare än 6 m, broar, byggnader och övriga yt- eller punktojekt per km² havsyta i djupzon 0–3 m i respektive inventeringsområde 1960, 1994, 2008 och 2016.

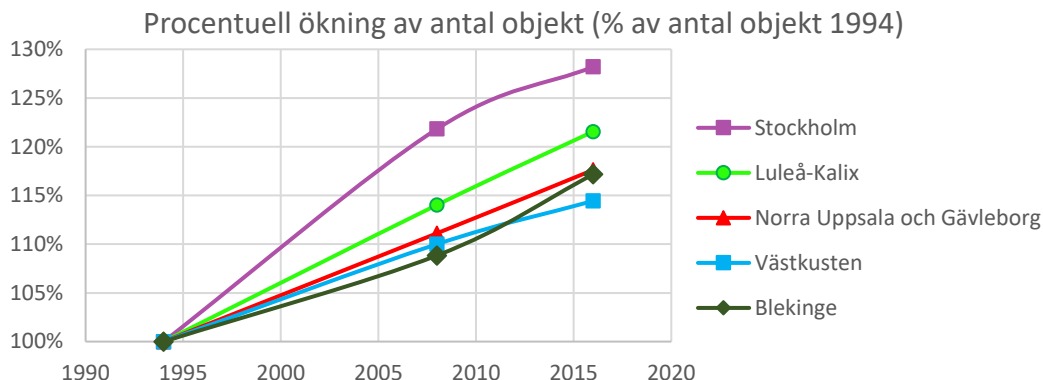
Jämförelse av 1994, 2008 och 2016

För att kunna inkludera även bortgrävningar, muddringar och utfyllnader i jämförelsen behöver analysen begränsas till åren 1994, 2008 och 2016 eftersom dessa objektklasser inte kunde karteras för 1960 (se avsnitt "Angående utfyllnad/bortgrävning" i appendix C1). Eftersom alla dessa tre klasser är ytobjekt är det bara det sammanlagda antalet ytobjekt som blir annorlunda från jämförelsen där även 1960 inkluderas (*Jämförelse av 1960, 1994, 2008 och 2016*). Här nedan följer därför en presentation av resultatet av jämförelser av antalet ytobjekt 1994, 2008 och 2016.

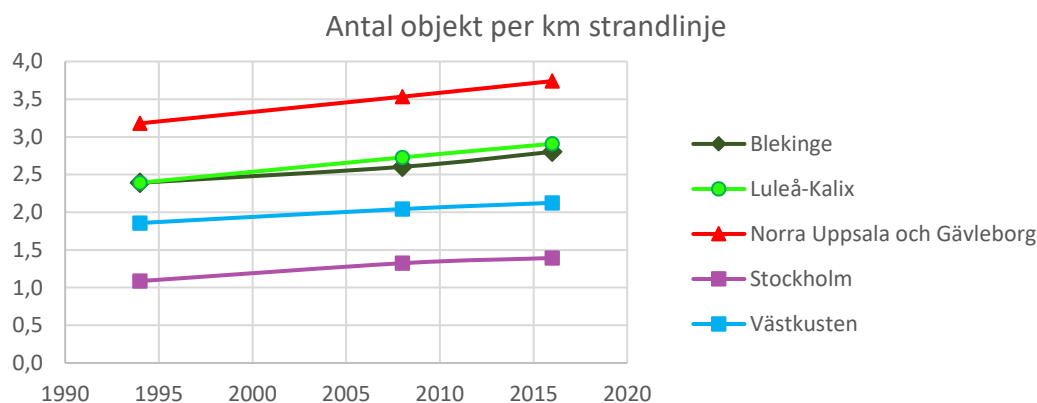
Det sammanlagda antalet pirar bredare än 6 m, broar, byggnader, bortgrävningar, muddringar, utfyllnader och övriga yt- eller punktojekt har ökat med 14–28 % mellan 1994 och 2016 i de olika inventeringsområdena. I Stockholm var ökningen som störst (Figur 26). Antal byggnader med mera per km strandlinje var störst i Norra Uppsala och Gävleborg alla tre årtalen (Figur 27). Vad gäller delmängden objekt som ligger på grund botten relaterat till areal grunt (0–3 m) havsområde är det ett liknande mönster som i figuren där objekten relateras till strandlinjens längd. Antalet byggnader med mera på grund botten relaterat till yta i grundområde var störst i Norra Uppsala och Gävleborg som hade flest objekt (Figur 28).



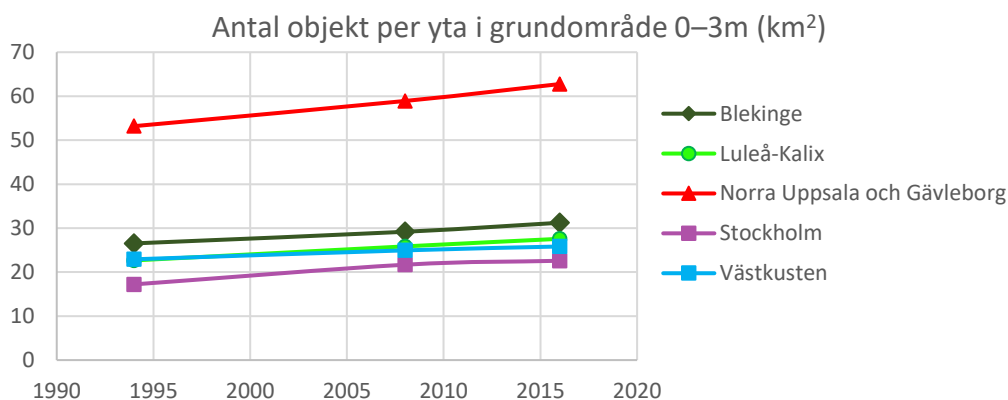
2018-06-29



Figur 26. Procentuell ökning av det sammanlagda antalet pirar bredare än 6 m, broar, byggnader, bortgrävningar, muddringar, utfyllnader och övriga yt- eller punktojekt i de fem olika inventeringsområdena. Jämförelsen uttrycks som procent av objektlängden 1994. 100 % motsvarar med andra ord antalet objekt 1994.



Figur 27. Sammanlagt antal pirar bredare än 6 m, broar, byggnader, bortgrävningar, muddringar, utfyllnader och övriga yt- eller punktojekt per km strandlinje i respektive inventeringsområde 1994, 2008 och 2016.



Figur 28. För de yt- och punktojekt som ligger i grundområden (medeldjupet i en 200-meters radie är < 6m) redovisas här det sammanlagda antalet pirar bredare än 6 m, broar, byggnader, bortgrävningar, muddringar, utfyllnader och övriga yt- eller punktojekt per km² havsyta i djupzon 0–3 m i respektive inventeringsområde 1994, 2008 och 2016.

2018-06-29

Fragmentering av viktiga habitat 1960–2016

Som förklarats ovan har vi inte kunnat ta fram påverkanszoner historiskt på samma sätt som för 2016 på grund av bristen på dataunderlag. Däremot går det att göra en enklare jämförelse av hur stor areell andel av grundområdena som var påverkade historiskt jämfört med nu, om fokus bara ligger på förändringstakt av byggnation. Den faktiska andelen påverkad areal 2016 får vi fram bättre med påverkanszonerna som beskrivits ovan. Genom att undersöka endast den byggnation som karterats på ett jämförbart sätt för fyra årtal (se appendix C1) kan vi på ett jämförbart sätt också studera hur arealen som är mer än 100 meter från de karterade objekten förändras över tid. Detta ger en idé om hur de grunda vågexponeringsskyddade områdena (GE) fragmenterats mer och mer (se "Fragmentering av viktiga habitat 1960–2016" i appendix C7 och G2). Grunda exponeringsskyddade områden har vi avgränsat till djupzon 0–6 meter och vågexponeringsklasserna "Ultraskyddat", "Extremt skyddat" och "Mycket skyddat" från den EUNIS-klassade SWM-modellen.

Nedan presenteras resultaten av jämförelser i tre olika varianter. Först jämförs alla fyra årtal (1960, 1994, 2008 och 2016), därefter jämförs tre årtal (1994, 2008 och 2016) och sist följer en jämförelse mellan två årtal (1960 och 2016). Anledningen till detta är att de fyra karteringarna inte är helt jämförbara vare sig vad gäller geografiskt område eller vilka objektklasser som har karterats. För 1960 och 2016 har hela kusten karterats medan endast fem delområden har karterats för 1994 och 2008. Utfyllnader, bortgrävningar och muddringar karterades för 1994, 2008 och 2016 men inte för 1960. Vid de två jämförelser som inkluderar 1960 har därför nyss nämnda tre objektklasser exkluderats ur alla karteringarna. Detta får till följd att den orörda arealen är större i de diagrammen (Figur 29, Figur 33, Figur 34) än i det diagram som visar jämförelsen av 1994, 2008 och 2016 (Figur 31) där utfyllnader, bortgrävningar och muddringar är inkluderade. Det är också viktigt att vara medveten om att de diagram som endast visar utvecklingen i de fem delområden som karterades för 1994 och 2008 (Figur 29, Figur 32) inte nödvändigtvis speglar utvecklingen längs hela kusten.

Jämförelse av 1960, 1994, 2008 och 2016

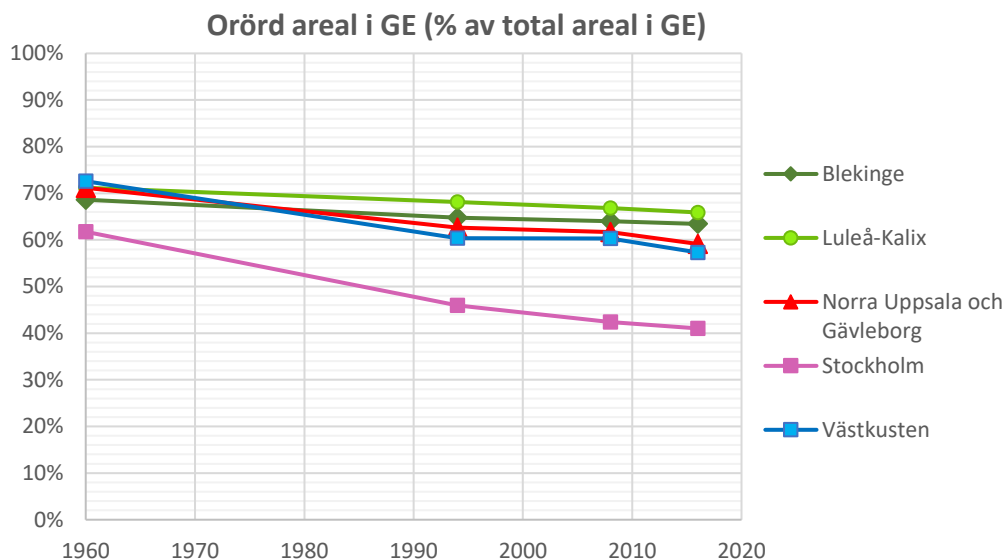
En jämförelse av alla fyra årtal begränsas till de utvalda delområden som karterades 1994 och 2008 och till de objektklasser som kunde karteras även 1960 (se "Fragmentering av viktiga habitat 1960–2016" i appendix C7).

Det inventeringsområde som har minst andel orörd areal inom GE är Stockholm. Där har den orörda andelen sjunkit från 62 % 1960 till 41 % år 2016. I de övriga fyra inventeringsområdena har andelen sjunkit



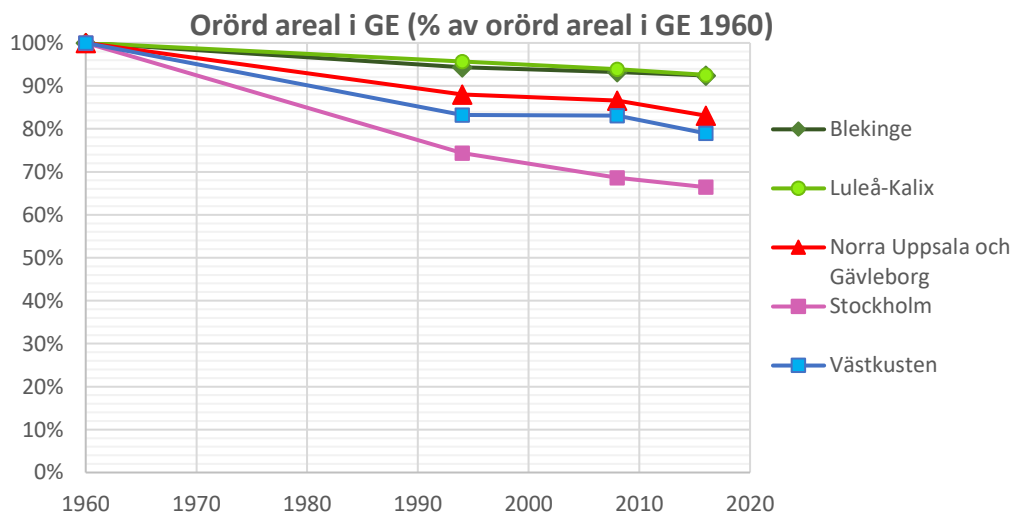
2018-06-29

från 69–73 % år 1960 till 57–66 % år 2016 (Figur 29).



Figur 29. Andel orörd areal i grunda exponeringsskyddade områden i respektive inventeringsområde 1960, 1994, 2008 och 2016. Med orörd avses här att avståndet till ett karterat objekt är mer än 100 meter. Grunda exponeringsskyddade områden är inom djupzon 0–6 meter och har vågexponeringsklasserna "Ultraskyddat", "Extremt skyddat" och "Mycket skyddat".

Mellan 1960 och 2016 var exploateringstakten som högst i Stockholm och på västkusten (Figur 30).



Figur 30. Andel av den areal inom GE som ännu var orörd 1960 och fortfarande var det 1994, 2008 och 2016. Med orörd avses här att avståndet till ett karterat objekt är mer än 100 meter. Grunda exponeringsskyddade områden är inom djupzon 0–6 meter och har vågexponeringsklasserna "Ultraskyddat", "Extremt skyddat" och "Mycket skyddat".

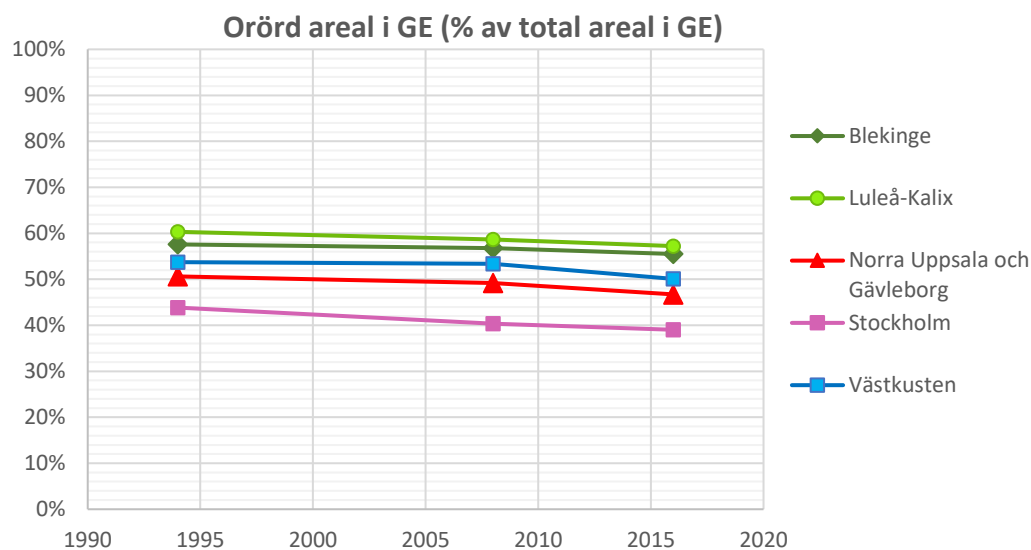


2018-06-29

Jämförelse av 1994, 2008 och 2016

I en jämförelse som begränsas till de tre senaste årtalen kan ytterligare tre objektkategorier inkluderas; bortgrävningar, muddringar och utfyllnader (se "Fragmentering av viktiga habitat 1960–2016" i appendix C7).

Även i denna jämförelse är det Stockholm som har minst andel orörd areal i GE. Norra Uppsala och Gävleborg har mindre andel orörd areal i GE än vad västkusten har när dessa tre objektkategorier inkluderas (Figur 31).

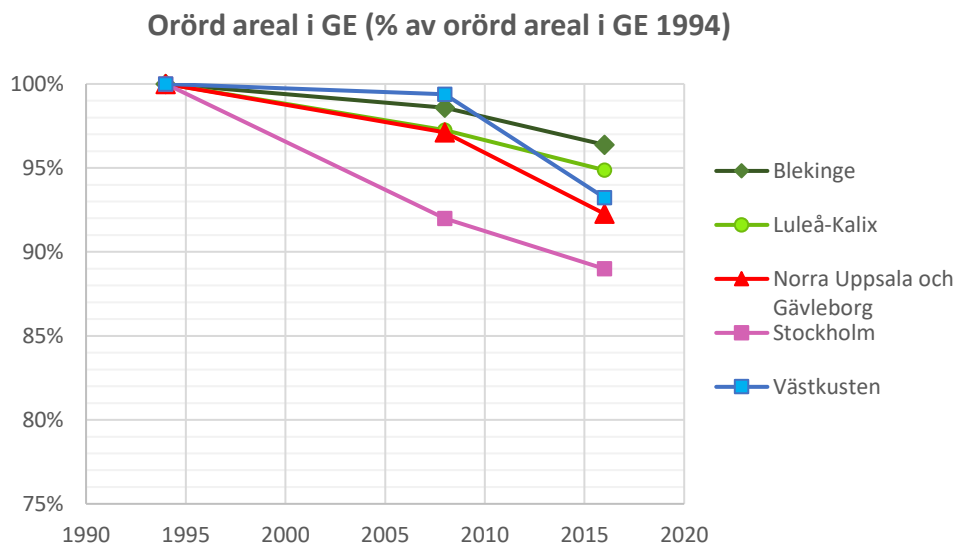


Figur 31. Andel orörd areal i grunda exponeringsskyddade områden i respektive inventeringsområde 1994, 2008 och 2016. Med orörd avses här att avståndet till ett karterat objekt är mer än 100 meter. Grunda exponeringsskyddade områden är inom djupzon 0–6 meter och har vågexponeringsklasserna "Ultraskyddat", "Extremt skyddat" och "Mycket skyddat".

Exploateringstakten mellan 1994 och 2016 var som störst i Stockholm, Norra Uppsala och Gävleborg. Exploateringen mellan 2008 och 2016 gick som snabbast på västkusten (Figur 32).



2018-06-29

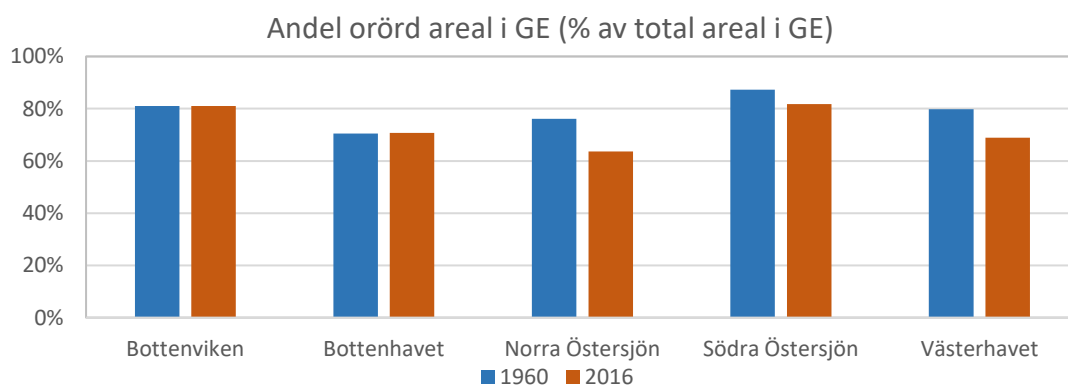


Figur 32. Andel av den areal inom GE som ännu var orörd 1994 och fortfarande var det 2008 och 2016. Med orörd avses här att avståndet till ett karterat objekt är mer än 100 meter. Grunda exponeringsskyddade områden är inom djupzon 0–6 meter och har vågexponeringsklasserna "Ultraskyddat", "Extremt skyddat" och "Mycket skyddat".

Jämförelse av 1960 och 2016

När jämförelsen begränsas till att endast innefatta 1960 och 2016 kan den utvidgas till att gälla hela kusten (se "Fragmentering av viktiga habitat 1960–2016" i appendix C7). I den här jämförelsen har vi därför kunnat presentera resultat per vattendistrikt och län.

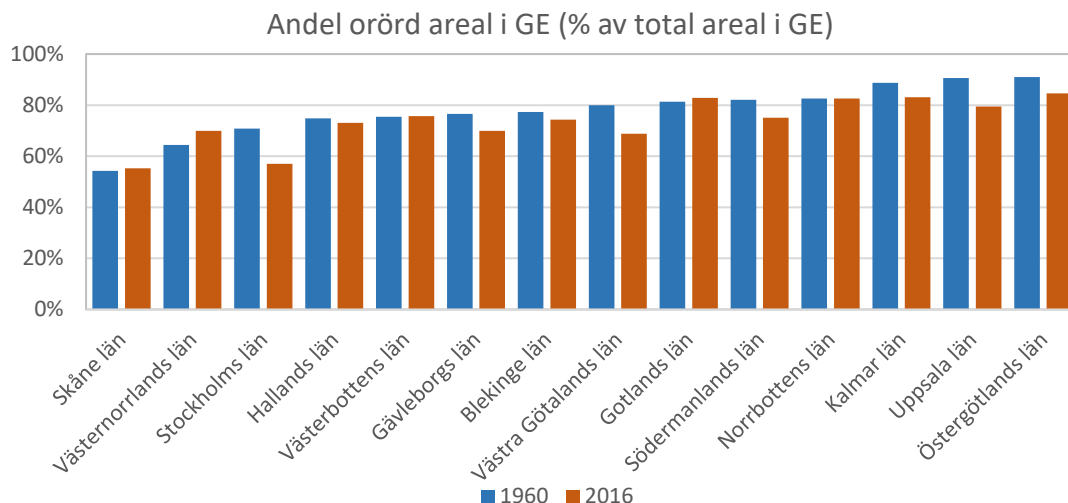
Andelen orörd areal i grunda exponeringsskyddade områden var som minst i Bottenhavet 1960 och Norra Östersjön 2016. Andelen varierar mellan 64 och 82 % år 2016 (Figur 33). Dessa andelar är betydligt högre än vad andelen orörd areal var i de fem inventeringsområdena 2016 (41–66 %) (Figur 29). Det tyder på att exploateringsgraden generellt var högre i inventeringsområdena än i resten av landet.



Figur 33. Andel orörd areal i grunda exponeringsskyddade områden i respektive vattendistrikt 1960 och 2016. Med orörd avses här att avståndet till ett karterat objekt är mer än 100 meter. Grunda exponeringsskyddade områden är inom djupzon 0–6 meter och har vågexponeringsklasserna "Ultraskyddat", "Extremt skyddat" och "Mycket skyddat".

2018-06-29

De län som hade minst andel orörd areal i GE 1960 var Skåne (54 %) och Västernorrland (64 %) men 2016 var det Skåne (55 %) och Stockholm (57 %). Störst andel orörd areal i GE 1960 fanns det i Östergötlands län både 1960 (91 %) och 2016 (85 %) (Figur 34).



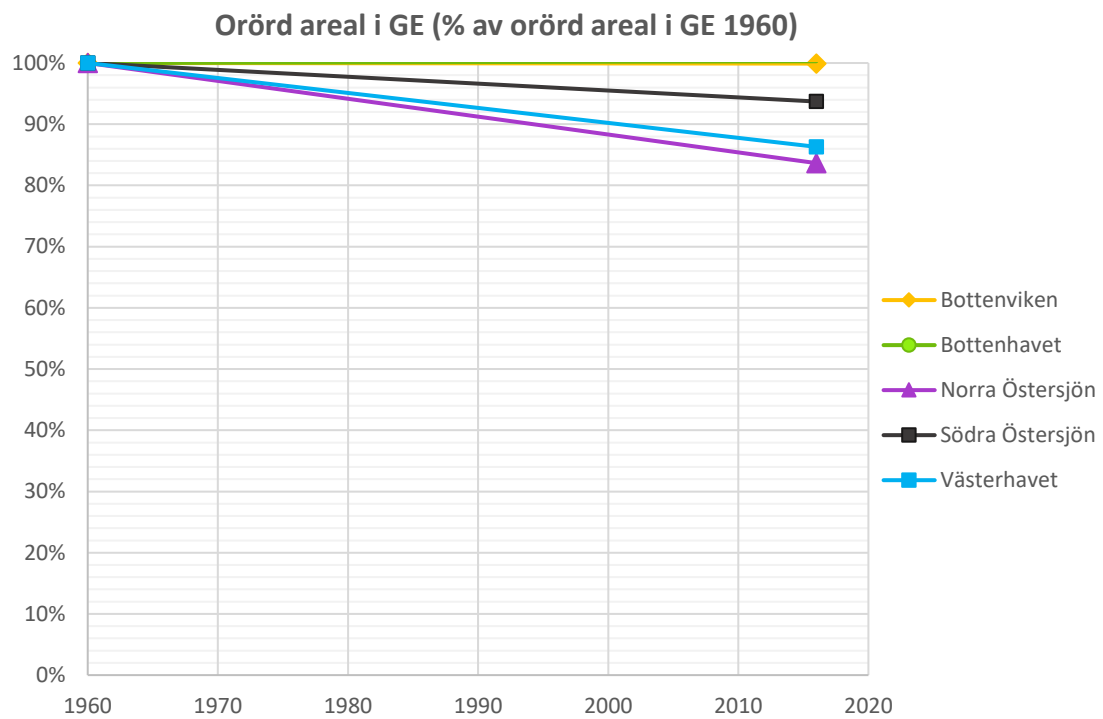
Figur 34. Andel orörd areal i grunda exponeringsskyddade områden i respektive län 1960 och 2016. Med orörd avses här att avståndet till ett karterat objekt är mer än 100 meter. Grunda exponeringsskyddade områden är inom djupzon 0–6 meter och har vågexponeringsklasserna "Ultraskyddat", "Extremt skyddat" och "Mycket skyddat".

Att påverkanstrycket inte verkar ha ökat i Bottenviken och Bottenhavet mellan 1960 och 2016 kan tillskrivas det faktum att timmerflottningen, med associerade anläggningar, har upphört. De utbyggda industrihamnarna och etableringar av industrier och fritidsbåtsanläggningar med mera motsvarar alltså ganska exakt ytan av det mellersta 1900-talets timmerflottningsanläggningar, som till allra största del är nedmonterade.

De vattendistrikt där exploateringstakten var som högst mellan 1960 och 2016 var Norra Östersjön och Västerhavet (Figur 35).



2018-06-29



Figur 35. Andel av den areal inom GE som var orörd 1960 och fortfarande var det 2016. Med orörd avses här att avståndet till ett karterat objekt är mer än 100 meter. Grunda exponeringsskyddade områden är inom djupzon 0–6 meter och har vågexponeringsklasserna "Ultraskyddat", "Extremt skyddat" och "Mycket skyddat".



Utvecklingspotential

Följande kapitel beskriver olika rekommenderade metoder för att utveckla och effektivisera kartläggningen av vissa påverkanstryck. Utredningen som ligger bakom dessa rekommendationer finns publicerad i separat rapport (Törnqvist & Keskitalo 2017).

Detektion av byggnationer i vatten med satellitdata

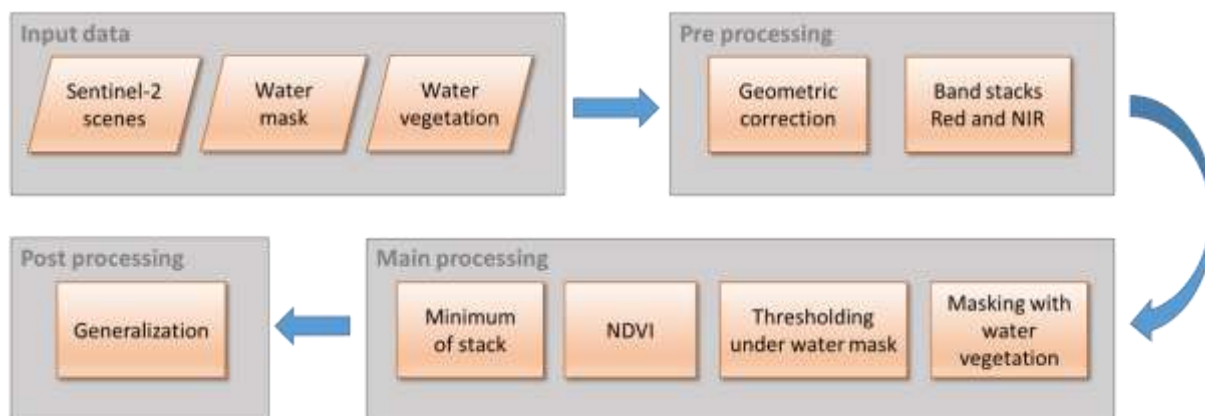
Ett komplementärt spår som togs upp under metodutvecklingen angående detektion av bryggor med data från LiDAR var att undersöka möjligheten att, som komplement till laserdata, använda satellitdata för att detektera och avgränsa bryggor i vatten.

Indata: Satellitdata från Sentinel-2. Sentinel 2 har en upplösning på 10 meter och är öppna fria data från Copernicus (EU). Fastighetskartan från lantmäteriet, Nationella marktäckedata (NMD)

Inom det pågående projektet "Nationella marktäckedata", NMD, med syfte att skapa heltäckande nationella marktäckedata, har redan en metod för att kartlägga byggnationer i vatten skapats. Den går i korthet ut på följande moment:

1. Välj ut lämpliga scener från arkiv med data från Sentinel-2.
2. Ta ut banden rött och NIR (nära infrarött) från scenerna.
3. Extrahera minimivärdet från alla pixlar i respektive band.
4. Beräkna NDVI-värden (vegetationsindex).
5. Tröskla NDVI under vattenmasken (ur fastighetskartan).
6. Ta bort det som klassats som vattenvegetation i NMD (om denna är färdigställd)
7. Generalisera resultatet genom att klassa vattenområden till 1/0 om det är bebyggt eller ej.

Artificiella ytor har högre NDVI än omgivande vatten. Minimivärdena från Sentinel-2 layers stacks ger relativt god kontrast beroende på objektens storlek relativt pixelstorleken (10 m).



Figur 36. Arbetsflöde för att kartlägga artificiella objekt på vatten med data från Sentinel-2.

Resultat

Metoden är robust och återupprepningsbar för alla delar av Sveriges vatten och kan utföras årligen, löpande. Till skillnad från vegetationskartering beror inte denna metod av växternas fenologi/växtfas, varför

2018-06-29

bildernas datum inte är avgörande. Man måste dock maska bort vattenväxter, det vill säga resultat från NMD:s vattenvegetationskartering, för att det ska bli användbara resultat.

Blödning (påverkan på intilliggande pixlar) från pixlar närmast land gör att man bör maska bort pixlarna närmast kusten i data från Sentinel-2. Objekt kortare än 10 meter kommer därför inte att kunna detekteras. Zonen närmast kustlinjen påverkas även av vattenståndsvariationer, med avseende på gränsen mot land. Metoden vilar därför på om det finns en god vattenmask. Stora förändringar i vattenyta, till exempel vid extremt vattenstånd eller utfyllnader, kommer att försämrat resultatet genom att introducera falska positiva pixlar på grund av det lägre vattenståndet som framhäver grynnor, stenar i stranden etcetera.



Figur 37. Resultat från kartläggning av artificiella objekt med satellitdata. Strandlinjen (till vänster) i blått, i mitten NDVI-värden och till höger visas karterade objekt i rosa.

Vi bör alltså hoppas på att använda denna metod för att identifiera ganska stora objekt (10-tals meter) som har större täckningsgrad (50 % +) i varje enskild pixel.

Rekommendationer

Bilder från Sentinel 2 tas över Sverige var 3–5 dag, det gör att karteringen kan göras minst årligen och då automatiskt hitta större förändringar mellan år. Metoden är mycket kostnadseffektiv och kan dessutom samfinansieras inom NMD, där HaV redan ingår som kravställare. Den ger till liten kostnad en bra översiktlig bild av exploatering i kustzonen men saknar detaljupplösning och differentiering mellan olika indikatorer, belastningar och drivkrafter. Metoden kan dock användas för att teckna en rumslig statistik över förändringstakt av en diffus klass "byggnation". Rekommendationen är därför att finansiera denna analys inom NMD och använda denna indikator för statistik.

Areell avgränsning av bryggor med ortofoton

Då det enligt ovan visat sig vara svårt att identifiera bryggor med LiDAR och denna datamängd dessutom snabbt blir inaktuell även vid höjdbestämmning av redan kända och karterade bryggor, finns istället en möjlighet att kartlägga bryggornas totala areella täckning med ortofoto. Resultatet av detta blir en uppfattning om var bryggkomplex, inklusive båtar, bommar och liknande, förekommer och deras individuella (och sammantaget totala) täckning över vattenytan, vilket kan vara bra för att skatta skuggningseffekt eller hydromorfologisk påverkan.

En förutsättning är att det finns objekt karterade som linjer (bryggor), och även att det finns aktuella ortofoton, från vilka objektens areella täckning kan bestämmas. Detta sker på maskinell väg.

Indata: Inventerade bryggor, ortofotomosaiker från Lantmäteriet, IR-produkt (0,5 m upplösning).

1. De karterade bryggornas omslutande rektangel används som "klippfönster" för varje brygga.



2018-06-29

2. I en process går man igenom alla bryggor och klipper ut aktuella ortofoton i en buffert runt respektive brygga.
3. Sedan sker en filtrering med hjälp av tröskelvärde (thresholding) mellan kraftig och svag reflektans i bilden, där en kraftig reflektans motsvarar en hårdgjord, ljus yta och en svag reflektans utgör vatten/mörk vegetation. Denna tröskling görs genom att analysera histogrammet. Tröskling i rött band och NIR har testats.
4. Från de trösklade rasterbilderna, där värde 0 representerar vatten och 1 representerar brygga/land, tas land bort genom klippning mot land.
5. Värde 1 i de resulterande bilderna kan sedan användas som rasterprodukt eller vektoriseras.
6. Vektorernas yta visar aktuell yta i respektive objekt.
7. Om man gör en mosaik av bilderna kan det resulterande rasterskiktet sammantaget visa areell täckning av bryggor/objekt/båtar.

Slutsatser

Resultatet blir mycket detaljerat (med en pixelstorlek om 0,5 m). Metodtest har gett att NIR-bandet kanske är lite mer tillförlitligt än det röda, som också testades, då den bättre tar bort grunda vattenområden där sandbotten kan slå igenom i RGB-banden. Man tappar dock lite upplösning eftersom RGB-bilden där det röda bandet ingår håller 25 cm upplösning. Men detta är inte avgörande för syftet med denna studie.



Figur 38. Avgränsning av brygga med hjälp av ortofoto-mosaik. Till vänster: bryggan i RGB-ortofoto. I mitten avgränsad med hjälp av röda bandet och till höger med hjälp av NIR. Resultatet måste maskas bort med vattenmask, inlagd som referens i bild 2 och 3. Notera den något mindre blödningen i trösklingen i NIR, närmast land (gul pil) i bild till höger.

Metoden fungerar mycket bra för bryggor, pirar och så vidare som är relativt ljusa. Det finns dock de som är mörkgrå eller närmast svarta. För dessa fungerar inte metoden. För dessa kan det istället inträffa att vattnet och grundområdet lyser upp som "brygga". Här krävs en felhantering. En framtida utvecklingsmöjlighet är att extrahera referensvärden just ur bryggans centrallinje, som ju är karterad.

Den yta som bildas består av alla "ljusa" objekt i aktuellt sökfönster, vilket både är bra och något problematiskt. Statistiskt sett är en neutral bryggglängd ett mer robust mått på regional fördelning av olika objekt eftersom den areella täckningen varierar från dag till dag, då båtar är mobila. Men för att peka ut till exempel småbåtshamnar med många båtar, bommar och bojar fungerar metoden bra som ett heuristiskt och pedagogiskt verktyg och för regional statistik, möjligtvis som komplement till analysen av småbåtshamnar beskriven ovan.



2018-06-29

Metoden är bra eftersom det produceras nya ortofoto-mosaiker med ett par års mellanrum. Regionalt kan alltså metoden användas för att följa utvecklingen av exploatering på ett tämligen robust sätt, vilket alltså inkluderar bryggornas faktiska utsträckning (fler båtplatser, tillbyggnad och så vidare), även om man för just varje enskild brygga måste vara medveten om att båtar kan komma och gå varför man inte kan tolka detta resultat ner på pixelnivå. Slutligen så måste bufferten runt varje brygga väljas så att båtar och dylikt i anslutning till bryggan tas med. Detta är inte utprövat i detalj.

Rekommendationer

Metoden används med fördel för att kartlägga areell täckning av "påverkan" kring redan kända bryggor, alltså inkluderande båtar, bommar och så vidare. Man kan även använda den om man vill omvandla äldre karteringar, till exempel brygginventeringar i punktform vilka har utförts vid ett flertal gånger tidigare, regionalt och nationellt (Lst Stockholm 2003:18, NV Rapport 6376). Genom denna metod kan man erhålla en areell täckning som säger mer än enskilda linjer. Man skulle dock behöva utveckla metoden något mer för mörka bryggor, där det snarare är reflektansen i bryggans centrumlinje som ska ligga till grund för filtrering med hjälp av tröskelvärde (thresholding), inte en neutral "ljushet".

Slutligen kan man föreslå en metod som bygger på en kombination av punkt 8 och 9, där förändringar identifieras i en årlig satellitbilsundersökning och man för varje indikerad förändring gör en detaljerad analys av förändringen i ortofotomosaiken. Givet att de håller samma produktionsår får man här en första screening i grövre data och en exakt avgränsning i de mer finupplösta bilderna. Denna metod kan göras automatisk även om tillförlitligheten inte är skattad innan ett pilottest har utförts.

Historiska utfyllnader av kustområde

Syftet är att kartlägga den totala arealen mark som har fyllts ut vid byggnationer, anläggande av hamn och liknande. Eftersom vi saknar referensvärde för "opåverkad kustlinje" är det inte möjligt att genom flygbildstolkning kartlägga något annat än en förändring mellan två flygbildsår. Metoden finns presenterad av Metria (2017). I detta moment valdes 1960-talets flygbildsmosaik som nollpunkt eller referensläge för utfyllnader. Med härledning av aktuell strandlinje, det vill säga som den definieras inom NSL, karterades den areal som skiljer mellan dagens mark och 1960-talets.

För att inte ta med ytor som blottlagts på grund av landhöjning användes Lantmäteriets höjdmodell, Grid 2+, som referens. När en utfyllnad påträffades där det i ortofoto inte var uppenbart om det utgjorde en riktig utfyllnad (som i exemplet med industrihamn) kontrollerades höjdvärdet av den nytilkomna marken i höjdmodellen. Om höjdvärdet översteg den maximala tänkbara höjningen av land, med marginal för viss vattenståndsskillnad, sammantaget här satt till 0,4 meter, så ansågs marken vara utfylld. Vikt lades här vid om marken dessutom lutade vid stranden. I klartext alltså: om indikationen på utfyllnad hade höjdvärde >0,4 m och det förelåg en lutning i stranden ritades arealen in som utfyllnad.

Under arbetets gång stod det klart att det regionvis har skett historiska utfyllnader (det vill säga innan referensbilderna, eller 1960-talet i detta fall). Dessa utfyllnader är i sig tecken på avvikelser från en opåverkad hydromorfologisk status (naturligt tillstånd) men detta förhållande har även några följdverkningar:

1. Utfyllnader synliga i aktuella ortofoton (omkring 2016) som påbörjats innan tiden för referensbilden får ingen korrekt avgränsning utan den som gällde vid referensbildens aktualitet.
2. Utfyllnader som gjorts innan referensbilden och där vegetation koloniserat de utfyllda områdena tolkas i dagens bild som orörd mark, eftersom en avgränsning av den historiska utfyllnaden ej kan göras.



2018-06-29

3. Utfyllnader som gjorts innan referensbilden där utfyllnaden kvarstår i oförändrat skick tolkas som kaj eller liknande, eftersom en avgränsning av den historiska utfyllnaden ej kan göras.

Ställvis, i synnerhet längs norrlandskusten och då i områden med historisk träindustri, är de historiska utfyllnaderna ansevärda (totalt många kvadratkilometer) och är även resultat av en specifik samhällelig drivkraft som det är viktigt att kartlägga, även i syfte att skatta eller kartlägga sådant som träfiberbankar, sjunktimmer och så vidare.

För att underlätta en framtida kartläggning av historiska utfyllnader noterades vid inventeringen av utfyllnader de inventeringsrutor där sådana historiska utfyllnader kunde påträffas. Dessa uppgår till ungefär 7 % av den totala mängden inventerade rutor och ligger fördelade i när-urbana miljöer, se "Angående utfyllnad/bortgrävning" i appendix C1.

Resultat och utvecklingspotential

För att åtgärda problemen med utfyllnadskarteringen (punkt 1–3 i listan ovan) föreslås att man i möjligast mån utgår från äldre historiska kartor av bästa geometriska kvalitet och med dessa som hjälp kartlägger den totala utfyllnaden, med tidpunkten kring år 1900 som baslinje. Den mest användbara kartsamlingen i detta avseende är häradskartorna.

Häradskartorna har digitaliserats av Lantmäteriet. De bästa för ändamålet är konceptbladen. Vid ett metodtest kunde det slås fast att de får en pixelstorlek om cirka 2 meter om de rektifieras mot aktuell karta. Uppskattningsvis kan dessa häradskartor användas för att kartlägga utfyllnader med en precision av cirka 10 m, med hänsyn taget till upplösning, linjebredd i häradskartan och geometrisk precision (den historiska kartans felmarginal och rektifieringen av kartan). Eftersom häradskartornas geometriska fel inte är systematiskt bör de rektifieras med metoden "Adjust" (ArcGIS) eller motsvarande och anpassas efter aktuell vy, genom grov rektifiering till karthörn och flera lokala referenspunkter närmast utfyllnaden.

Häradskartornas täckning av kusten är dock inte komplett (se Figur 39). Existensen av eventuella lämpliga kompletterande kartor är inte utredd.

Rekommendation

Metria rekommenderar att en testkartering utförs av historiska utfyllnader vid industrihamnar med hjälp av tillgängliga Häradskartor. En mindre utredning skulle kunna visa vilka kompletterande kartor och/eller äldre bilder som Lantmäteriet har till förfogande, framförallt längs den för ändamålet viktiga Norrlandskusten.

Det finns en stor mängd äldre flygbilder hos Lantmäteriet framförallt från 1940- och 50-talen. Dessa är dock än så länge inte digitaliserade men arbete med att digitalisera äldre material pågår. Från och med den 1 september 2017 tillhandahålls Historiska ortofoton utan licensavgift och med förenklade användningsvillkor. Produkten tillhör då Lantmäteriets öppna data.



2018-06-29

frekvensband och bara enstaka bilder tillgängliga för varje år. Sedan 2015 ger en högupplöst satellitsensor (Sentinel-2) täta serier med bilder över våra vatten – ofta med ett par veckors mellanrum – som kan användas kostnadsfritt. Sensorn har dessutom fler frekvensband än SPOT-5. Möjligheterna med marin fjärranalys har därmed i grunden förändrats.

Inom flera projekt bedrivna för Havs- och vattenmyndighetens räkning är det av vikt att kartlägga var och i vilken omfattning bottenarna störs av muddringsverksamhet och att använda satellitbilsanalys skulle potentiellt vara en kostnadseffektiv metod. Existerande metodik som avser att kartlägga framförallt mindre muddringar i kustmiljö bygger på flygbildstolkning (se till exempel Nilsson 2010, Törnqvist & Engdahl 2012) och är därmed ganska kostsam att utföra, i synnerhet i en nationell omfattning. Dessutom finns uppfattningar om att nya satelliters flera frekvensband – och mer frekventa bilder – skulle kunna hjälpa till att bättre inte bara utvisa var grumlingar förekommer utan även hjälpa till att tolka dem, baserat på att olika substanser ger upphov till olika reflektans. Slutligen har det även förts fram idéer om att satellitbilsanalys kan komplettera flygbildstolkning i de områden där vattnen är grumliga och muddringar därför svåra att identifiera.

Syftet med detta moment (även publicerat i Törnqvist et al. 2017) är att utreda om och hur satellitdata kan användas för att kartlägga muddringar. Målsättningen är att, om möjligt, hitta en konkret metod för praktiskt arbete med att kartera muddringar för i synnerhet områden med grumliga vatten och då antingen som komplement till inventering i flygbilder eller som ersättare för denna metodik.

Uppdraget medför ett behov av att identifiera metoder för att kartlägga förekomst av inorganiskt material (silt och finlera) i vattenpelaren, ofta kallade PIM (particle inorganic matter). Metoder för detta är dock ännu inte utvecklade för Sentinel-2 (Ligi et al. 2017). Ett mer realistiskt mål i denna studie är att hitta metoder för att kartlägga förekomst av den totala mängden suspenderat material, kallat TSM ("total suspended matter") eller SPM ("suspended particle matter"), som kan påvisa var det har pågått muddringar. TSM innehåller fler komponenter än PIM, till exempel alger, varför man på sikt bör försöka utveckla metoder för att undvika alger och istället fokusera på att uteslutande kartlägga grumlingar av lera och silt, det vill säga PIM.

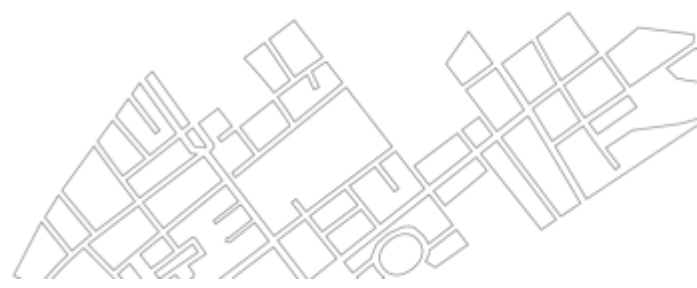
Som undersökningsområde har valts satellitbildsruta 33VXF enligt Sentinel-2:s indelning av flygstråk och bildrutor (se Figur 40 nedan). Inom denna ruta har ett antal analyser utförts och satellitdata har tolkats tillsammans med kända nya och äldre muddringar. Studien gör anspråk på att vara relevant för analys av svenska inner- och mellanskärgårdar, där behovet av komplement till flygbildstolkning är extra stort och kusten dessutom fragmenterad och komplicerad att inventera. Det skulle vara möjligt att föra kompletterande metodstudier för exempelvis västkusten och Norrlandskusten där helt andra natur- och kulturgeografiska förhållanden råder. Men dessa områden omfattas inte av detta uppdrag.

Metodundersökningen gör anspråk på att komma med generella rekommendationer men det har inte rymts inom budget att utföra tidsstudier och kostnadsberäkningar för att skatta den faktiska ekonomiska vinsten med att använda satellitbilsanalys istället för eller som komplement till flygbilsanalys. Men som det ska visa sig är ändå rekommendationerna konkreta då resultatet pekar i en riktning.

Grundläggande förutsättningar

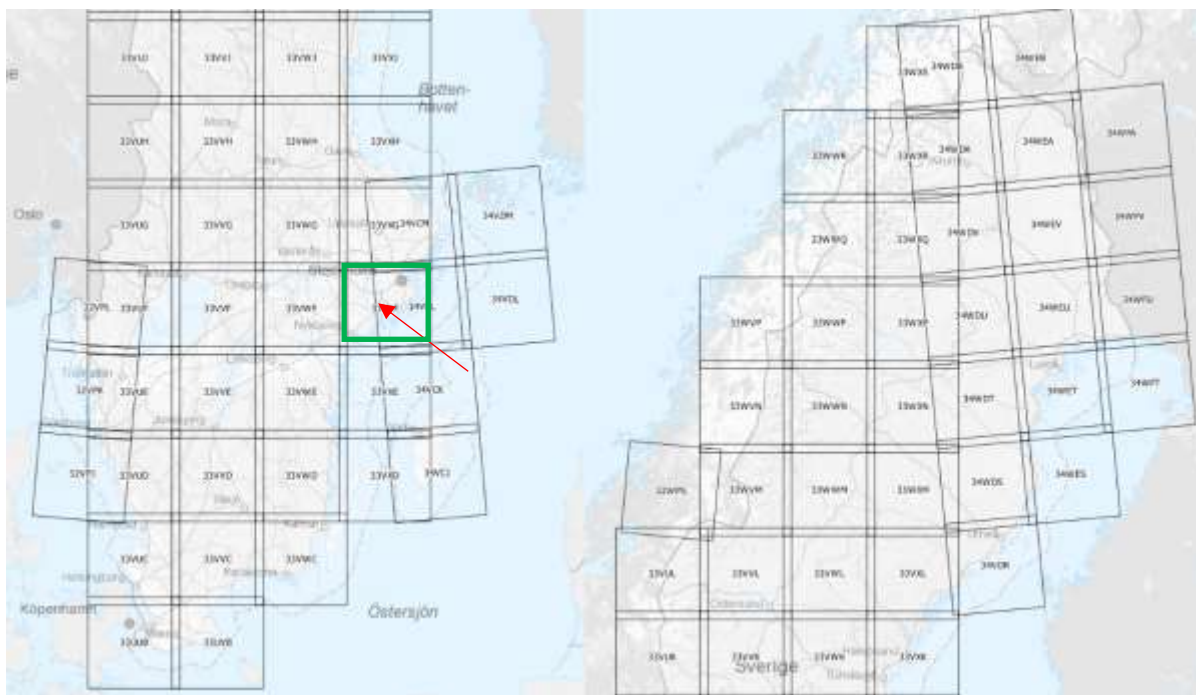
Högupplöst satellitdata ger nya möjligheter för att med bättre kvalitet och mer effektivt kunna kartlägga grumling i vatten. Metoden behöver dock utvecklas och har inneburit flera utmaningar i detta projekt.

Innan 2015 har det i praktiken bara funnits en eller högst två nationella täckningar av tillräckligt högupplöst satellitdata (10–25 meter) per år. Det röde då sig då om bilder från satelliterna SPOT-5, LANDSAT och IRS. Sedan år 2015 har det Europeiska rymdorganet ESA driftsatt en satellit som ger oss data med mycket hög frekvens. I praktiken kan vi få bilder med ett par veckors mellanrum. Eftersom synliga plymer av finsediment från muddringar ofta dröjer kvar längre än så är det i alla fall teoretiskt möjligt att detektera



2018-06-29

dessa i satellitbilder. Möjligheten finns nu alltså att använda data från Sentinel-2 (Salama et al. 2012, Pahlevan et al. 2017).



Figur 40. Indelning av Skandinavien i olika flygstråk och rutor för kartläggning med satelliten Sentinel-2. Testområdet, med beteckningen 33VXF (Sörmlands skärgård och Stockholms södra inner-/mellanskärgård), indikerat med röd pil.

En annan utmaning består av att avgöra vad som är en muddring. Regelmässigt så utgår man enligt ovan från fältmätningar när man ska avgöra förekomst av och utbredning av substanser i vattnet. Men det finns även några försök till generiska algoritmer som syftar till att skatta halter av ämnen även utan fältmätningar (till exempel Larouche et al. 2008, Nechad et al. 2010, Dogliotti et al. 2015). För syftet med detta projekt finns inga fältmätningar utan företeelserna som ska kartläggas är istället okända och ska dels detekteras, dels avgränsas. Här skulle en generisk algoritm kunna hjälpa till att avgöra var det finns förhöjda halter av TSM. För MODIS har en algoritm för TSM utvecklats för finska viken (Vazyulya et al. 2014). För Sentinel-2 finns ännu ingen algoritm för Östersjöområdet (jfr Ligi et al. 2017).

Vattenpelarens spektrala reflektans beror på flera faktorer: solvinkel, atmosfär, humusämnen, halten klorofyll (alger), avrinning från mark (i synnerhet bar åkermark), bottenbeskaffenhet, vattendjup och vågor. Därmed är det inte trivialt att skilja ut TSM från andra komponenter i reflektansen och i synnerhet inte att skilja mellan grumling orsakad av muddring och grumling orsakad av andra processer (avrinning från åkermark, uppgrumlade bottenar på grund av storm, båttrafik, byggnationer och så vidare). De generiska algoritmer som har tagits fram gäller följaktligen bara i vissa vatten, eftersom de tar hänsyn till att de i vattnet ingående ämnena varierar från exempelvis Östersjön och Medelhavet. Även för enskilda områden med tillgängliga mätdata, där en mer exakt algoritm kan tas fram, har det visat sig att botten (oftast ljusa sand- och lerbottenar) ställvis lyser igenom och felaktigt tolkas av algoritmen som grumling, eftersom sand och lera under vatten ser mer eller mindre identiskt ut som grumling av inorganiskt material orsakat av mekanisk nötning. I ett försök att skatta vattenkvalitet i svenska kustvattenförekomster³ blev tyvärr

³ Se GIS-portalen från länken http://gisportal.brockmann-geomatrics.se/webapp/wq/wq_wfd/?type=tsm.

2018-06-29

modellering av TSM felaktig på grund av att bottenarna lyser igenom. I det resultatet utpekas klara vatten med god kvalitet (låg TSM) som dåliga. Ställvis förekommer även problem, i synnerhet i skärgårdar, med att reflektans från stranden slår igenom i vattenpixlarna närmast stranden, vilket blir särskilt märkbart när satellitdata är av lägre upplösning (som exempelvis för MODIS och MERIS).

Metoden måste alltså kompensera bort bottenar som lyser igenom i bilderna så att dessa inte felaktigt detekteras som grumling och den bör om möjligt kunna skilja på i synnerhet oorganisk grumling och algbloomingar. Problemet med störning från land måste också lösas. Till hjälp står satellitbildens olika kanaler eller data över frekvensband.

Frekvensband

Satellitdata processas i olika steg (nivåer). En faktisk produkt med stor bulkvolym av bilder som är processade till nivå 2A är Metrias "Automatiserade Tjänst för Sentinel-2" (MATS). Denna tjänst laddar ned, atmosfärskorrigerar, tar bort moln ("molnmaskar") och gör satellitbilder från Sentinel-2A och 2B analysfärdiga i SWEREF 99 TM på lokal disk hos Metria i Stockholm. Det finns förstås andra datalager av samma typ men inte där materialet ligger i SWEREF 99 TM.

I Tabell 18 framgår frekvensband och upplösning frekvensband och upplösning för Sentinel-2A och Sentinel-2B i nivå 2A. I tabellen framgår även frekvensbanden enligt hur de lagras och organiseras i MATS.

Tabell 18. Frekvensband tillgängliga i scener från Sentinel-2. Notera den varierande geometriska upplösningen, 10–60 meter, beroende på frekvensband.

Upplösning (m)	Band	Band MATS	Benämning	S2A		S2B	
				Central våglängd (nm)	Bandbredd (nm)	Central våglängd (nm)	Bandbredd (nm)
10	2	1	Blått	496,6	98	492,1	98
	3	2	Grönt	560,0	45	559	46
	4	3	Rött	664,5	38	665	39
	8	4	Nära infrarött, NIR	835,1	145	833	133
20	5	7	Veg. Red edge I	703,9	19	703,8	20
	6	8	Veg. Red edge II	740,2	18	739,1	18
	7	9	Veg. Red edge III	782,5	28	779,7	28
	8a	10	Nära infrarött, smalt NIR	864,8	33	864	32
	11	5	Infrarött, SWIR	1613,7	143	1610,4	141
	12	6	Infrarött, SWIR	2202,4	242	2185,7	238
60	1	-	Kustaerosol	443,9	27	442,3	45
	9	-	Vattenånga	945,0	26	943,2	27
	10	-	SWIR – Cirrus	1373,5	75	1376,9	76



2018-06-29

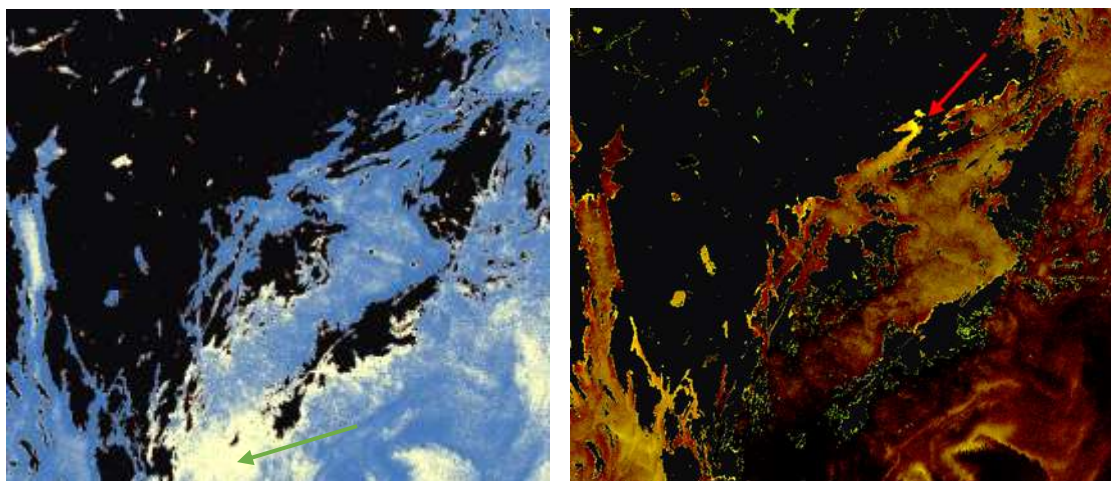
Algoritmer och kombinationer av frekvensband

Med utgångspunkt från satellitbildens frekvensband söker man ett samband mellan reflektans i ett eller fler band och den företeelse man avser kartlägga. Ofta är det även en kvot eller differens mellan två eller fler band som bäst pekar ut förekomst av ett visst ämne eller företeelse i bilden.

Vatten absorberar infraröda band oerhört väl. En öppen vattenyta kan därför avgränsas genom att hitta en tröskel i bilden för värdet i något av IR-banderna. Inom denna vattenyta ska sedan grumlingen detekteras. Rent allmänt kan sägas att grumling från inorganiskt material borde ha hög reflektans i synnerhet i gult/rött, i jämförelse med grönt/gult/IR, vilket dominerar reflektansen från alger. För vegetationens klorofyll finns ett antal algoritmer utvecklade som fångar upp dess reflektans. Oftast är det en kombination av rött band och NIR. Detta kallas för vegetationsindex (NDVI, se Lillesand et al. 2015). Ett vegetationsindex bör därför vara användbart för att skilja algblooming/vattenvegetation från oorganisk grumling.

För grumlingsplymer har tidigare studier visat att våglängderna 645 och 859 nm (Dogliotti et al. 2015), 650–850 nm (Ruddick & Vanhellemon 2015), 670–750 nm (Nechad et al. 2010), 720–730 nm, 770 nm (Lorthois et al. 2012) och 790–820 nm (Nechad et al. 2016) korrelerar bra med förhöjd turbiditet. Band 9 i MATS (780 nm) visade sig i våra vatten korrelera mer med klorofyll än TSM. Sammantaget borde banden 3, 7, och 8 i MATS (Sentinel band 4, 6 och 7) vara relevanta. Denna kombination visar grumlingsplymer mycket bra men reagerar också på algbloomingar. I forskarvärlden bygger den bästa algoritmen för TSM i Sentinel-2 på frekvensbandet 810 nm (Ligi et al. 2017) och till synes bäst anpassad för Sentinel-2 som banden RedEdge I (Red – RedEdge III).

Vid försök i undersökningsområdet kunde det konstateras att i de relativt turbida vatten som föreligger i inner- och mellanskärgårdarna – och där alltså satellitbildsmetodiken har störs potential då finsediment lätt rörs upp dessa miljöer och man dessutom har minimalt med problem av reflektans från havsbotten eftersom denna inte syns i de grumliga vattnet – så förelåg störst kontrast i MATS band 3 och 7, rött/665 nm och Red edge II/740 nm. Däremot fungerade inte band 8A (MATS band 10). Dessutom kunde det konstateras att i motsats till algbloomingar har grumlingsplymer lågt NDVI, eftersom grumlingen har hög reflektans i rött men ringa eller ingen reflektans i IR-banderna.



Figur 41. En jämförelse mellan NDVI – som fångar upp algblooming – med band 3 och 7 som i större utsträckning fångar upp grumling men även ger utslag för i synnerhet kraftiga algbloomingar. Till vänster: algblooming indikerat med grön pil. Till höger: grumlingsplym indikerad med röd pil. Södertörns skärgård. Scenens beteckning 33VXF, datum 2016-08-13.

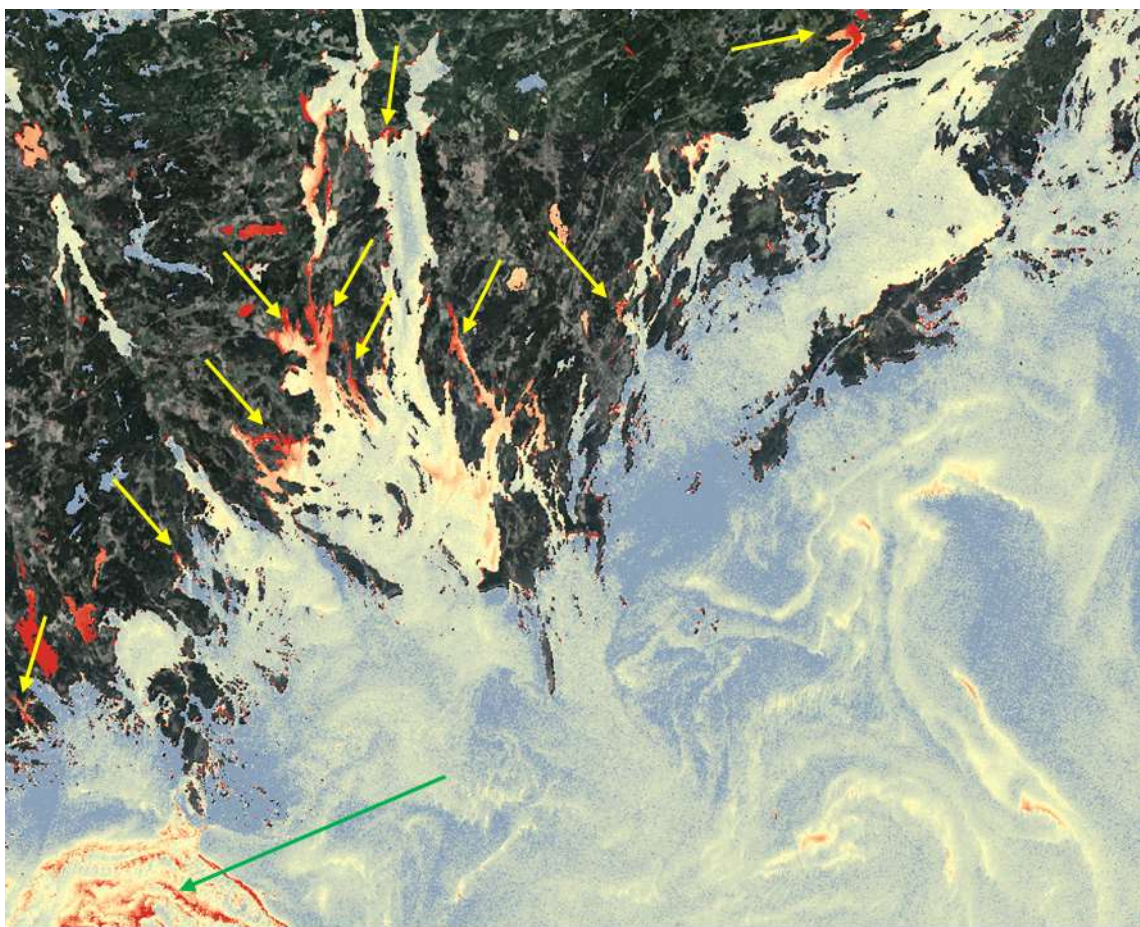
Nedan presenteras några exempel på analyser och bandkombinationer som undersökts i syfte att detektera muddringsgrumling. I Figur 41 visas skillnaden mellan NDVI och en kombination av rött och RedEdge I, där



2018-06-29

den sistnämnda pekar ut muddringsgrumling men även ger viss reflektans av algblooming. I Figur 42 syns en differensbild mellan dessa båda indikatorer, som (Rött + RedEdge I) NDVI. Denna framhäver än mer markant muddringsplymer men får fortfarande viss reflektans från kraftigare algbloomingar (grön pil i Figur 42). Slutligen testades att kontrastera rött och RedEdge mot IR-bandet, via NDVI och NIR1 & NIR 2, se Figur 43.

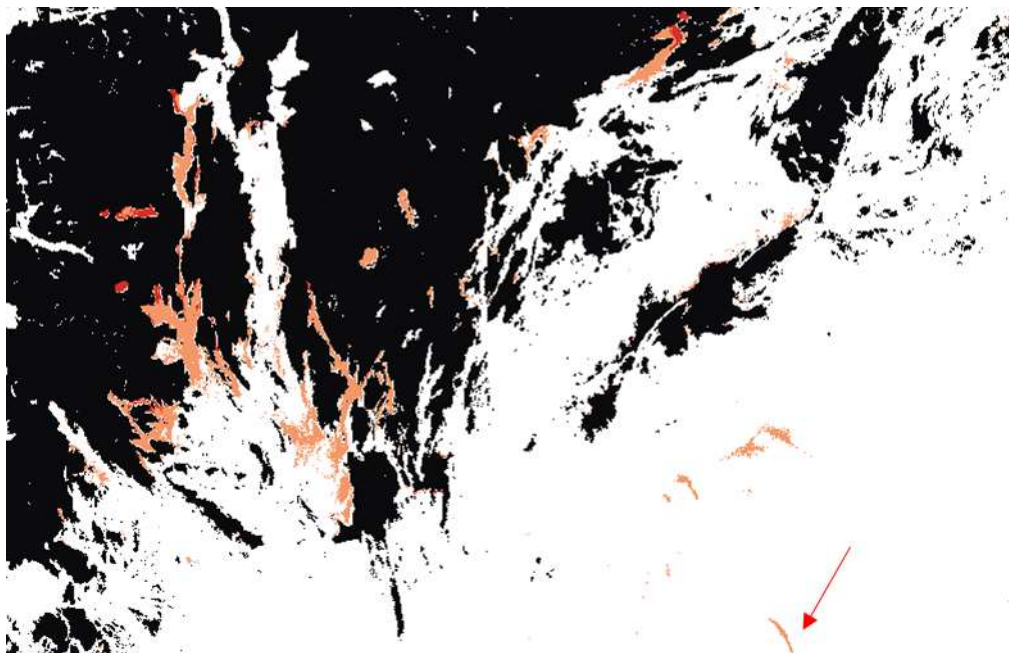
Slutsatsen av dessa experiment visar att det går att effektivt peka ut grumlingar genom i synnerhet de algoritmer som presenteras i Figur 42 och Figur 43. De kraftigaste algbloomingarna, de som skapar synliga stråk i flygbilderna, får man dock ej bort genom algoritmerna, även om man försöker kompensera bort högt NDVI. Här måste en operatör kunna skilja dessa företeelser åt, något som i praktiken inte är något problem eftersom dessa kraftiga algstråk mycket sällan ligger kustnära utan istället i utsjön (Se grön pil i Figur 42).



Figur 42. Samma scen som i Figur 41 fast här i MATS B3+B7 (Rött plus Red Edge I) minus NDVI. Grumling tecknas här i rött/orange/gult. Samma scen och datum som ovan. Notera hur kraftiga algbloomingar med algparklar i vattenytan ger utslag även i denna analys, även om de kustnära grumlingarna (gula pilar) är väl avgränsade.



2018-06-29



Figur 43. MATS B3 + B7 – (NDVI+B4+B10), det vill säga Rött + Red Edge I – (NVDI + NIR1 + NIR2). Grumling tecknas här i rött/orange. Samma scen och datum som ovan. Röd pil indikerar stråk av alger som ej filtreras bort.

Kromaticitet – analytisk kontrastförstärkning

Vid sidan av ett försök att förstärka kontrasten i bilderna med avseende på de reflektansband som forskning kan knyta till grumling finns anledning att undersöka om man rent allmänt kan bearbeta satellitbilderna så att de är så "tydliga" eller "talande" som möjligt, det vill säga att de frekvensband som uppvisar störst nyanser och kontrast används i en visuell trebandsbild (RGB).

I detta sammanhang är kromaticitet ett färgindex där intensiteten i bilden normerats bort. Från en trebandsbild beräknas kromaticitet x, y och z enligt:

$$X = r1/(r1+r2+r3)$$

$$Y = r2/(r1+r2+r3)$$

$$Z = r3/(r1+r2+r3)$$

Där r = reflektans = DN

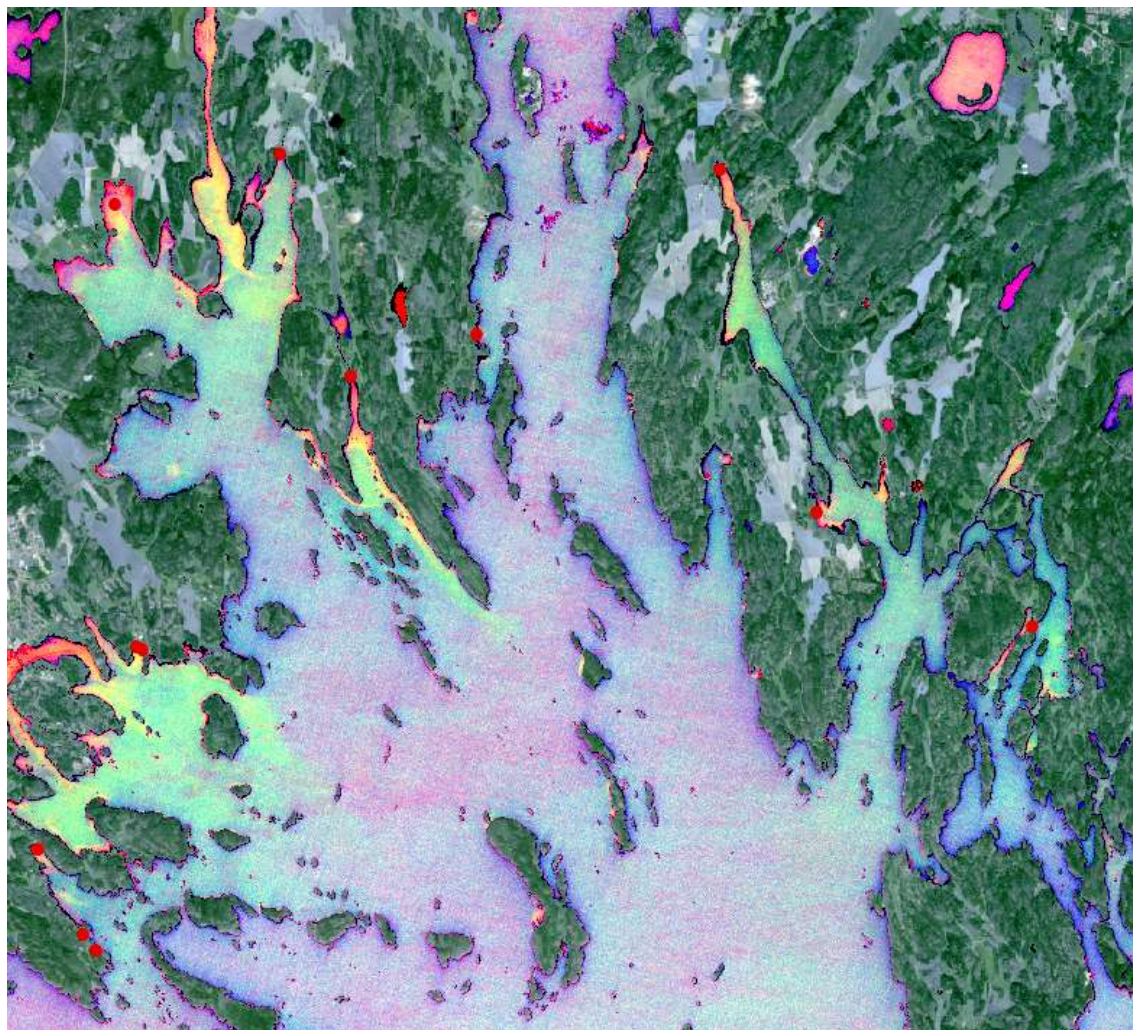
Observera att summan $X+Y+Z = 1$

För att framhäva färgerna hos vatten så att skillnaden mellan exempelvis alger och oorganiskt material ska synas bra experimenterades med olika kombinationer av index och spektralband. En korrelationsmatris mellan olika kromaticitetskombinationer finns presenterat i Tabell 19.

Av ett stor antal kombinationer befanns följande kombination bäst identifiera just siltiga muddringsplymer, uttryckt som 3-bands RGB: NDWI/3/8, 3/4/8, 2/3/4, se Figur 44.



2018-06-29



Figur 44. Bästa identifierade kromaticitetsbilde baserat på NDWI och banden 2,3,4 och 8, uttryckt i RGB. I bilden framträder grumlingar i skalan rött (blottad sand/siltbotten eller mycket kraftig grumling), gult (kraftig grumling) till grönt (visst synligt silt i vattenpelaren). Röda punkter visar identifierade muddringar i området. Området kring Mörkö, mellan Askö och Torö och inloppet mot Södertälje. Bildens datum 2016-08-27.

Slutsatsen av denna test visar att kromaticitet med kombinationen (chromy234; chromy348; chromz238) kan användas för att teckna grumlingar. En risk med att använda en artificiell färgsättning (illustrerad i Figur 44) är att det kan vara svårt att förstå vad som ses. "Känslan" i bilden går förlorad när den kopplas fri från en mer verklighetstrogen representation av vattenytan (där alger är gröna, grumling är grå och så vidare). Även om bilden i sig innehåller kontraster och nyanser som gör att vegetation, byggnationer, djupförhållanden och så vidare kan detekteras så kan den artificiella färgsättningen göra bilden svårtolkad. En kromaticitetsbild bör därför inte användas ensam för att detektera och avgränsa grumlingar, utan istället användas som komplement till en mer lättbegriplig bild.



2018-06-29

Tabell 19. Med hjälp av pixelstatistik från en stack av bilder har parvis korrelation mellan olika bilder undersökts. Den trebandskombination med lägst korrelation mellan bilderna är (ychromy234; ychrom348; zchrom238). En bild med dessa tre i RGB-band bör ge ett bra färgrikt innehåll för tolkning och finns exemplifierad i Figur 44 ovan.

Korrelation	NDWI38	xchrom234	ychrom234	zchrom234	xchrom348	ychrom348	zchrom348	xchrom238	ychrom238	zchrom238	B02	B03	B04	B08
NDWI38	1,00	0,39	0,18	-0,69	0,96	0,03	-0,99	0,68	0,53	-0,98	-0,35	-0,29	-0,56	-0,86
xchrom234	0,39	1,00	-0,68	-0,78	0,41	-0,12	-0,37	0,92	-0,53	-0,55	-0,70	-0,92	-0,83	-0,68
ychrom234	0,18	-0,68	1,00	0,07	0,29	-0,40	-0,14	-0,56	0,90	-0,03	0,27	0,64	0,25	0,08
zchrom234	-0,69	-0,78	0,07	1,00	-0,81	0,52	0,64	-0,77	-0,05	0,77	0,72	0,70	0,92	0,86
xchrom348	0,96	0,41	0,29	-0,81	1,00	-0,25	-0,93	0,63	0,55	-0,94	-0,43	-0,31	-0,64	-0,85
ychrom348	0,03	-0,12	-0,40	0,52	-0,25	1,00	-0,12	0,11	-0,12	-0,03	0,34	0,14	0,39	0,11
zchrom348	-0,99	-0,37	-0,14	0,64	-0,93	-0,12	1,00	-0,68	-0,51	0,98	0,31	0,26	0,50	0,83
xchrom238	0,68	0,92	-0,56	-0,77	0,63	0,11	-0,68	1,00	-0,26	-0,80	-0,62	-0,81	-0,78	-0,83
ychrom238	0,53	-0,53	0,90	-0,05	0,55	-0,12	-0,51	-0,26	1,00	-0,38	0,21	0,54	0,13	-0,20
zchrom238	-0,98	-0,55	-0,03	0,77	-0,94	-0,03	0,98	-0,80	-0,38	1,00	0,46	0,44	0,67	0,92
B02	-0,35	-0,70	0,27	0,72	-0,43	0,34	0,31	-0,62	0,21	0,46	1,00	0,89	0,90	0,72
B03	-0,29	-0,92	0,64	0,70	-0,31	0,14	0,26	-0,81	0,54	0,44	0,89	1,00	0,88	0,67
B04	-0,56	-0,83	0,25	0,92	-0,64	0,39	0,50	-0,78	0,13	0,67	0,90	0,88	1,00	0,88
B08	-0,86	-0,68	0,08	0,86	-0,85	0,11	0,83	-0,83	-0,20	0,92	0,72	0,67	0,88	1,00

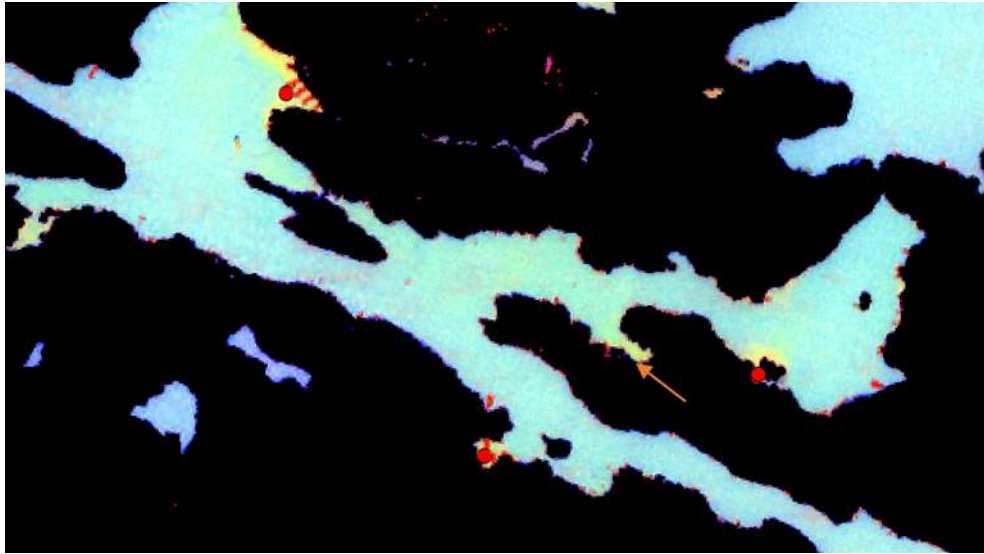
Detektion av mindre muddringsplymer

Ovan framgår att det går att identifiera grumlingsplymer från muddringar via Sentinel-2. I stycket "Att avgöra typ av grumling längs kusten" visas att sådan satellitbild kan användas för att identifiera samtliga större muddringar i områden där man muddrat i finsedimentär botten och där vattenutbytet inte är för kraftigt. Angeläget är att undersöka om även mindre muddringar i skyddade områden, där vattenutbytet är ännu mindre och där muddringsplymen därför ej sprids ut över någon större yta.

För att testa metodiken för att detektera sådana mindre muddringplymer togs karterade muddringar inom området fram, vilka kunde iaktas i ortofoton från maj 2015. Två delområden valdes. I område 1 kunde en detekteras tydligt, en vagt och den tredje inte skiljas från det bryggkomplex där den förekom. I område 2 kunde alla tre muddringar detekteras fast en bara mycket svagt. Dessa muddringar kunde detekteras även två år efter deras tillkomst, se exempel i Figur 45.

Metoden visar att även mindre muddringar i mjukare botten resuspenderar sediment under flera år och att detta går att kartlägga i satellitbild. Ett försök att avgränsa muddringar analytiskt gjordes genom att beräkna differensen av reflektans i rött band och minimivärdet för hela årets reflektans i rött band (se Figur 46). Detta visade sig fungera till vill del och ungefär hälften av muddringarna kom fram som avgränsade objekt. Men eftersom metoden även introducerar brus och missar större, vagare plymer är en operatörsgranskad kartläggning ändå att föredra, åtminstone så länge några mer avancerade algoritmer för avgränsning av muddringsplymer saknas.

2018-06-29



Figur 45. Tre muddringar två år efter att de muddrats (muddrade 2014, satellitbild 201608-27), samt en misstänkt muddring från 2014 (otydlig) vid orange pil. Samtliga muddringar har en synlig grumling (gul) i kromaticitetsbilden.



Figur 46. Differensen mellan reflektans i rött band för ett visst datum mot minimivärdet för samma år i detta frekvensband, vilket alltså visar aktuell bils anomali mot ett förväntat "normaltillstånd" med minimal grumling. Tre muddringar som rosa stjärnor, två har viss indikation på muddring medan en har en kraftig indikation. Samma område och muddringar som i Figur 45 ovan.

Områden med grövre bottensubstrat och större vågexponering

Syftet med denna studie är att särskilt undersöka möjligheterna att detektera muddringar i områden med grumligt vatten, alltså i praktiken inner- och mellanskärgårdar med finsedimentära bottenar och med begränsat vattenutbyte. Det kan även vara av intresse att studera om grumlingsplymer kan iaktas även i andra vatten där muddringar ofta utförs, exempelvis längs Norrlandskustens välventilerade grusbottenar eller i västkustens djupa system av fjordar och vikar.



2018-06-29

En preliminär bedömning är att man i sådana områden bör kunna iaktta muddringar med samma metoder som ovan skisserats men att muddringarna sällan resuspenderar material i samma omfattning i dessa områden mellan år. En större tonvikt bör antagligen läggas på att jämföra enskilda bilders reflektans i RGB-banden, i synnerhet rött, med minimivärdet för året eller de kringliggande åren, på det att enskilda grumlingar kan tänkas "lysa igenom" mot bakgrunden, se Figur 46 för exempel. Detta bör vara ett viktigt verktyg just när man har långgrunda ljusa bottenar som i sig ger stark reflektans och en muddring då endast kan spåras som en ökad reflektans mot referensvärdet (bottnens normala reflektans). Att göra en sådan analys har dock inte rymts inom detta arbete.

Tillgång till molnfria data och problem med moln

Moln är problematiska i satellitbilder. Dels döljer molnen underliggande mark och vatten, dels inverkar de ofta mycket ljusa molnen på bildernas fördelning av ljus och mörker; det vill säga deras histogram. Avser man att exempelvis teckna en bild med maximal kontrast och bred fördelning av reflektans ("sträcka bilden") behöver man därför ta bort, "maska", molnen.

Scener med mindre än 60 % molntäckning lagras i MATS. För varje scen finns en automatgenererad molnmask i MATS. Men den algoritm som automatiskt avgränsar och tar bort moln (se Figur 47 nedan) detekterar bryggkomplex i vattnet som moln och blockerar därmed ut de allra mest uppenbara områdena där störningar kan förekomma. Så denna automatiska molnmask är problematisk att använda.



Figur 47. Den automatiska algoritmen som tar fram molnmasker i MATS identifierar felaktigt bryggkomplex i vattnet som moln, varför viktiga områden systematiskt exkluderas. "Moln" visualiseras som rosa områden i bilden.

Genom att ta fram minimivärdet hos reflektansen i frekvensbanden över tid (år, årstid) kan en molnfri bild skapas (då ju moln har hög reflektans). Men en sådan summarisk bild kan ju inte visa varje bilds varierande grumlighet eftersom det är en minimibild av ett intervall (kallad "stack"). Denna molnfria bild kan istället användas för att kartera statiska objekt (som exempelvis bryggor) och översiktlig vattenkvalitet (medel, median, minimum i stacken) även om just medelvärde kommer att påverkas av moln, varför det egentligen krävs en analys av medianvärdet, med tillräckligt antal molnfria pixlar för att de molnbeströdda områdena ska uteslutas ur median-analysen. Men varken bryggor eller översiktlig vattenkvalitet är något som vi avser att undersöka i detta arbete.



2018-06-29

Som slutsats måste vi alltså undersöka hur vi får en molnfri vattenyta som inte tar bort för mycket vatten runt molnen och kring bryggor och liknande i strandzonen.

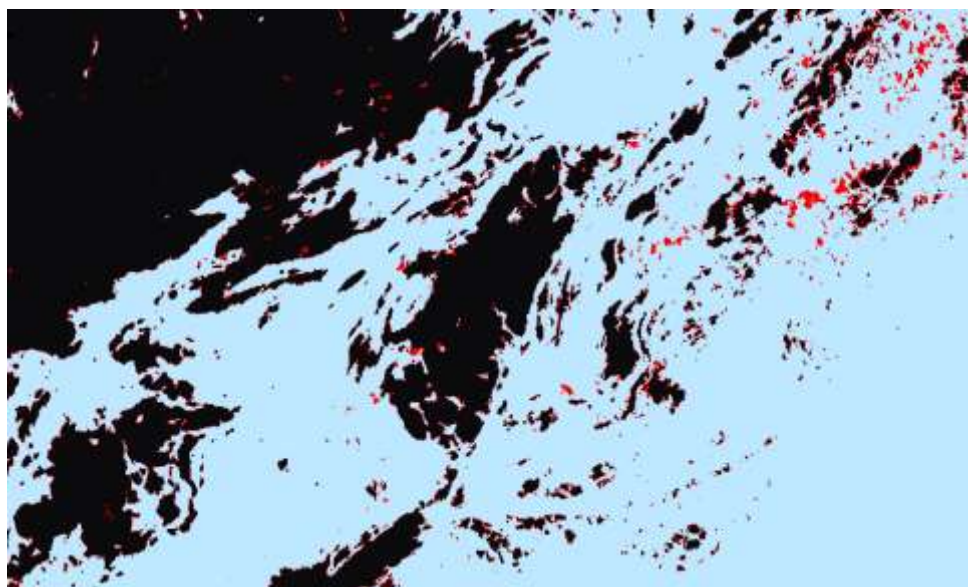
En metod för en molnfri vattenyta

Vi har tre möjligheter för att arbeta med molnmasker; (i) ett specifikt vattenindex, (ii) via Sentinel-2:s färdiga molnmask och (iii) via MATS färdiga molnmask.

Med hjälp av vattenindex, "NDWI", kan vattenytan avgränsas från övriga företeelser, däribland moln (Gao 1996). Två olika vattenindex finns beskrivna i litteraturen varav det ena använder sig av ett MIR-band. I denna studie valdes ett NDWI som enbart utnyttjar frekvensband som håller 10 meters upplösning för att slippa kanteffekter runt kustlinjen i form av "blödning" (störning) från pixlar närmast land. Algoritmen som testas (se Figur 48) består av följande formel:

$$NDWI_{38} = (B03 - B08) / (B03 + B08)$$

Moln och molnskuggor får i denna modell lägre NDWI än vatten.



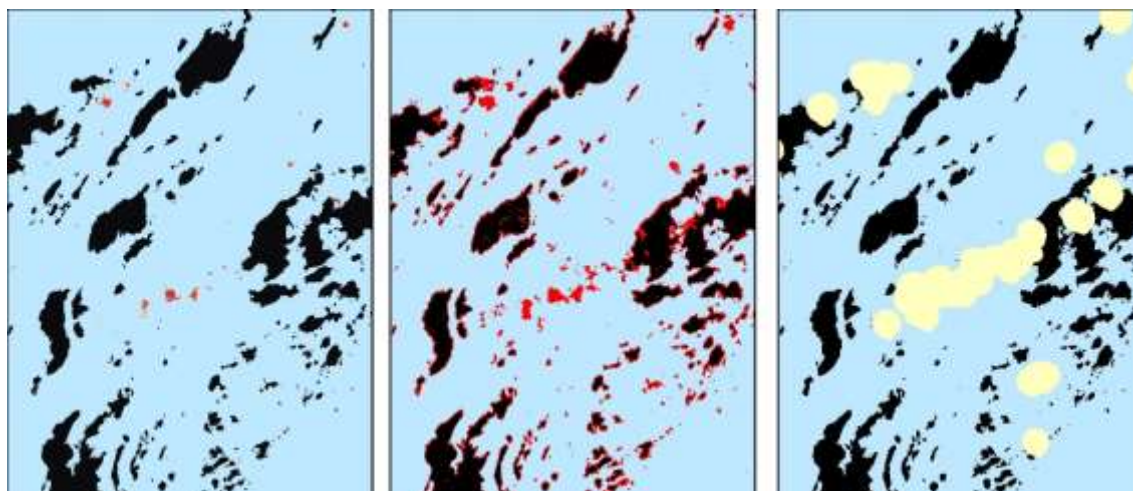
Figur 48. Molnmask framtagen med NDWI. Denna kan skilja moln från vatten men grunda bottnar, bryggor och annat i strandkanten faller ut vid analysen (rött i bilden). Nackdelen är att byggnationer utesluts och därför ej kan karteras. Fördelen är att vi får en "ren" vattenyta som fungerar för att analysera just grumlingsplymer med. Här har tröskeln satts vid vatten = $NDWI > 6500$.

Denna mask liknar den som levereras med Sentinel-2 (se Figur 49), vilket gör att Sentinel-2:s masker och NDWI kan användas på liknande sätt. Dock upplevs det som att en egen NDWI ger ett bättre filter av mindre molntussar, varför en egen mask kan vara att föredra. Sentinels mask är dessutom i 20 meters upplösning vilket också understryker behovet av att skapa ett eget NDWI att passa den sökta upplösningen om 10 meter.

MATS molnmask (Figur 49) skapar bredare buffrar runt molntussar vilket förvisso är bra om man söker stadigare data över flera scener och några hål i data inte är problematiska. I detta projekt är det dock just dynamiken mellan bilder som är eftersökt och därmed maximal täckningsyta. MATS molnmask förefaller därför mindre lämplig för att följa grumling i vattnet.



2018-06-29



Figur 49. En jämförelse av tre molnmasker: dels via Sentinel SCL, via eget vattenindex (NDWI) och via MATS algoritm för molnmaskning. Molnen tecknas pixel för pixel i rött i de två första fallen och MATS buffert tecknas i gult.

Metodutvärdering

Testen ovan visar att det går att detektera en majoritet av muddringarna med hjälp av bandkombinationer i Sentinel-2. För de små muddringarna användes bara en bild och 4 av 6 muddringar kunde identifieras. Skulle fler bilder användas så skulle identifieringen bli mer fullständig eftersom plymerna varierar över tid. Nedan framgår vidare att i känsliga områden, med finsedimentära bottenar och med vist om än begränsat vattenutbyte, kan samtliga muddringar identifieras och grovt avgränsas genom satellitbildanalys.

Dessutom måste noteras att man dels kan identifiera båtar och bryggor och flera grumlingar som ej går att föra till kategorin muddring. Antingen är det muddringar som ej identifierats i ortofoton eller så består plymerna av övrig grumling. Man kan direkt slutleda att det förekommer resuspension och/eller avrinning av finkornigt material på olika ställen. Fler satellitbilder samt granskning och verifiering i ortofoton är nödvändigt för att följa upp varje enskild grumling. I praktiken ger även mycket små muddringar i känsliga miljöer upphov till plymer som sträcker sig över ett halvdussin pixlar eller mer i satellitbilden, både i längd och bredd. I princip borde alla muddringar därför kunna ses, med reservation för att bakgrundsgrumlingen ställvis kan vara så stor att en nyttillkommen plym inte märks.

Den mycket framgångsrika identifieringen av bryggor och andra byggnationer över vattenytan är ett sidoresultat som ej får glömmas men där metoden istället bör kunna komplettera eller i vissa fall till och med ersätta annan inventering av bryggor och byggnationer i kustzonen. Se Figur 50 för exempel.



Figur 50. Tre bryggkomplex som framträder i satellitbild. Bryggornas längd är 40–130 meter.



2018-06-29



Figur 51. Med röd pil visas källan till en mycket stor (närmare 15 km lång, det orange-röda fältet) plym av grumling som i alla fall delvis synes härröra från uppförandet av en större småbåtshamn och dumpning av muddermassor i vattnet. Den mellanstora grumlingen, gula pilen, (600 x 85 m) har orsakats av en enskild muddring. Båda dessa av samma årtal som satellitbilden. Vid grön pil några mindre muddringar som syns i satellitanalysen som näst intill ströpixlar. Dessa har muddrats innan året 2006 respektive åren 2012 och 2014. Vid blå pil syns i 2017 års ortofoto att fastighetsägaren år 2015 röjde vass, alger och stenar vid sin sandstrand. Vid orange pil några mindre muddringar som är äldre, senaste tydliga muddring år 2011. De grumlar fortfarande, om än lokalt.

Begränsningar med utvalda bandkombinationer och kromaticitet

Eftersom uppgiftens komplexitet gör det nödvändigt med en operatörsstyrd kartering har det visat sig att operatören måste kunna väga in flera olika förhållanden i sin tolkning; om grumlingen verkar härröra från avrinning av åkermark, om det finns humusämnen eller alger i vattnet, om det är grunda bottenar vars reflektans lyser igenom, om det finns vegetation, byggnationer eller annat i närheten. Det stod efter ett test klar att sådana frågor bäst kan lösas om operatören med ögonen ser en förstärkt naturlig bild snarare än en analytiskt preparerad, i vilka pixlarnas färger inte motsvarar naturliga färger. Den visuellt mest effektiva metoden, och den som kräver minst inlärning, är därför om man förstärker naturlig reflektans i RGB-banden. Väljs denna metod bör man kunna bläddra mellan en förstärkt naturlig bild och en som i synnerhet visar skillnad mellan alger och oorganiskt material genom en analytisk preparering (som i Figur 42 och Figur 46).

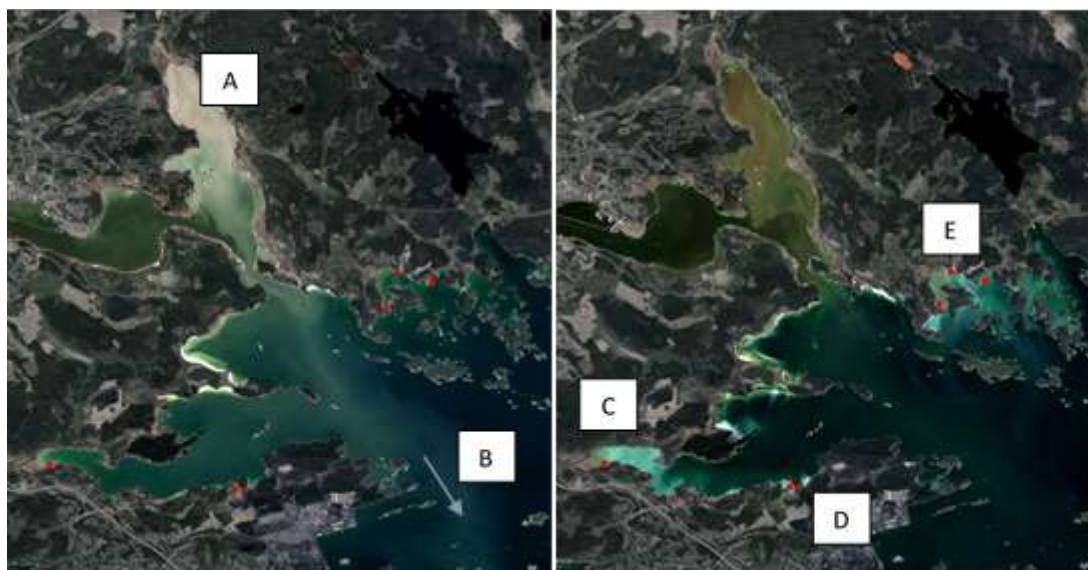
En mycket bra visuell förstärkning uppnås om bilden sträcks dynamiskt utan att alltför många pixlar blöder ut som kritvita eller kolsvarta. Nödvändigt är att först klippa bort pixlar på land. En efterföljande histogramstäckning med procentuell klippning enligt aktuell vy (0,25 %) har visat sig fungera utmärkt. I ArcGIS således Stretch Percent clip 0,25 (se).



2018-06-29



Figur 52. Ofta är det svårt att i flygbildsmosaiker tolka olika typer av grumlingar och skilja alger från suspenderad silt. Till vänster visas en flygbild över Trosaåns mynning. Till höger visualiseras en kontraststräckt RGB-bild från Sentinel-2 (2015-08-13) som ganska tydligt visar grumlingen från muddringar i bildens hägra kant (turkosgrönt, inringat område) till skillnad från grumling och algblooming som härrör från näringsrik avrinning från åkermark via trosaån (grönt i bilden).



Figur 53. En jämförelse mellan en vår- och en sommarbild. I vårbilden till vänster syns humusrik och siltig avrinning från Svärtaån, NO Nyköping (A). Plymen sträcker sig ner förbi Oxelösund (B, pil). I sommarbilden till höger är det istället grumling från muddringar vid Stjärnholm (C), Aspa (D) och i Hornsviken (D) som tydligt framträder i turkos färg. Muddringar visas som röda punkter. Kontraststräckt RGB-bild där land klippts bort, 2016-04-12 respektive 2015-08-13. De ljusa partierna i mitten av bilderna är grunda sandbottnar, i sommarbilden med en avrinningsplym från en liten våtmark.



2018-06-29

Att avgöra typ av grumling längs kusten

Genom att jämföra satellitbilder tagna under våren, i vilka vattendragens avrinning oftast är särskilt markant, med bilder från senare under säsongen kan man mycket effektivt tolka vilka plymer som härrör från avrinning och vilka som snarare måste tillskrivas muddringar eller andra grumlande verksamheter. Till hjälp kan man använda GIS-skikt över vattendrag, förslagsvis HL-skiktet i översiktskartan, eftersom detta skikt inte visar de minsta diken, samtidigt som de som visas har en storleksklass inkodad (se Lantmäteriet 2017:25).

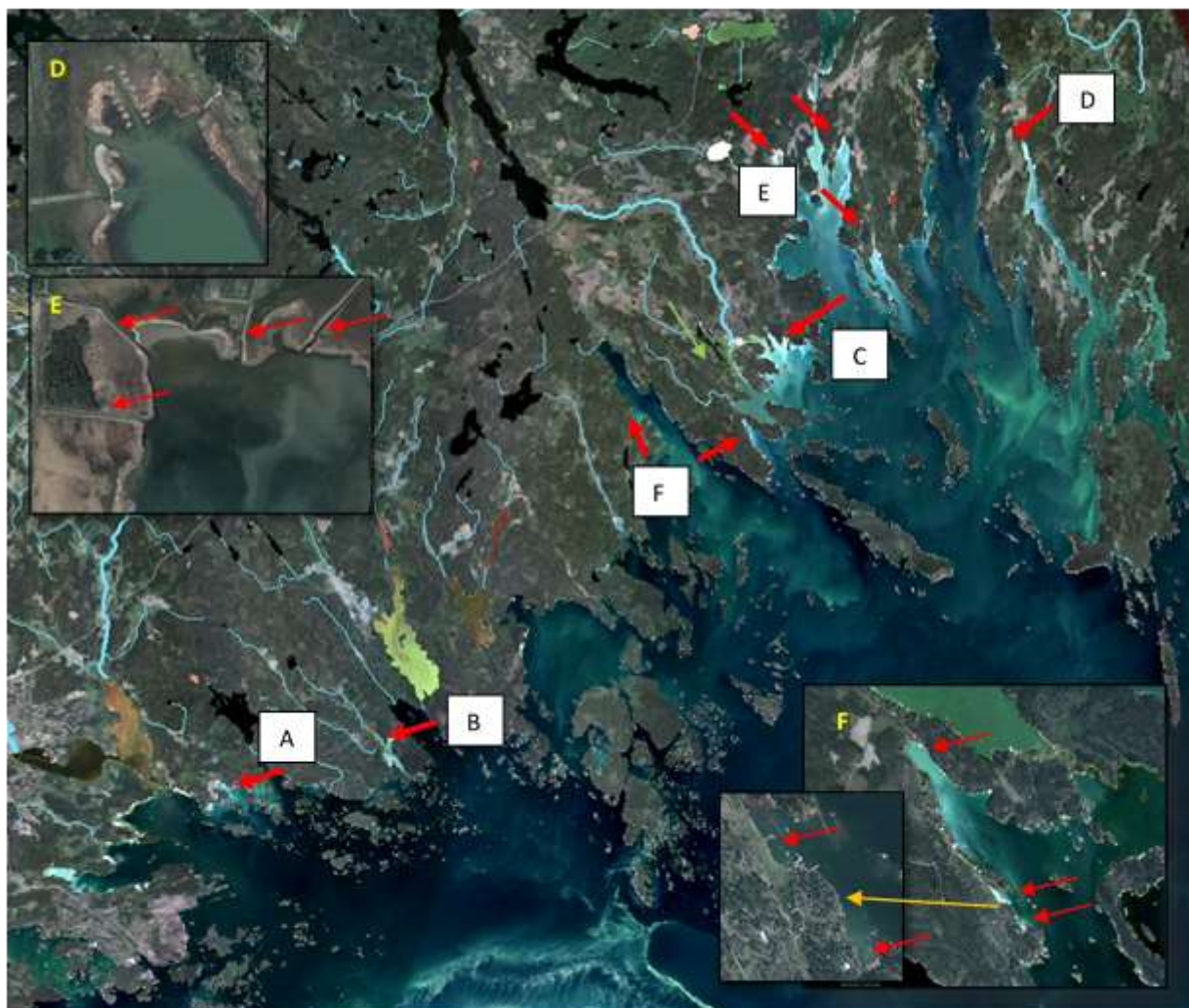
Jämför man vårbilder med sommarbilder och relaterar grumlingar till vattendrag så kan man alltså börja kunna se orsaken bakom grumlingen. Jämför bilderna nedan (Figur 54, Figur 55 samt delfigurer i Figur 53) så framgår att man ganska enkelt kan skilja grumling från vattendrag och från muddringar, samt att man direkt ser effekten av att muddra i eller i anslutning till ett vattendrag, då fina partiklar sprids långt ut i öppna havet.



Figur 54. Vårbild (20160412) i vilken tydligt framgår avrinning från Svärtaån (A) och Trosaån (B) samt mindre muddringar från mindre vattendrag. I vårbilden syns även resuspension från föregående års muddringar (C).



2018-06-29



Figur 55. Sensommarbild (2015-08-13) som inte bara visar algbloomingar utan även plymer efter muddringar för bryggor (A-D) samt underhåll av kanal och mindre vattendrag/diken (E). Området vid F infällt som förstoring, med ytterligare en förstoring infälld av den södra delen. I denna bild syns mindre muddringsarbeten invid tre enskilda fastigheter, två i bilden med störst förstoring. Infälld bild med förstoring över västra området kring E visar muddrade diken och grumling två år efter muddringen (flygbild daterad 2017-05-19).

Förslag på tolkningsunderlag

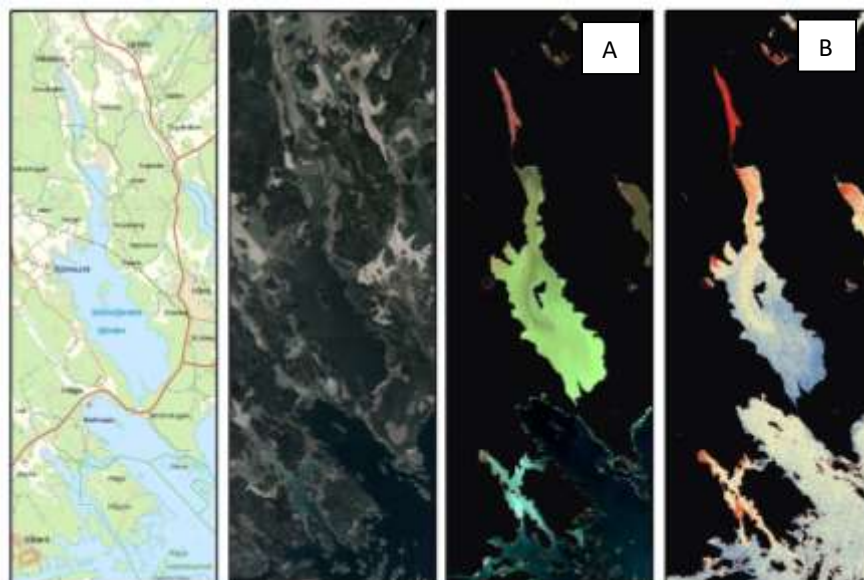
Den bästa analytiska bearbetningen synes vara $R + B - G$ ($B3 + B1 - B2$), kompletterat av ett preparerat index likt Figur 42 eller Figur 46, till exempel $B3 + B7 - NDVI$. $R + B - G$ ger starka indikationer på nya muddringar. Äldre muddringar är oftast mer gröna i färgen, säkerligen för att de dels är mer utdragna i vattenpelaren, samt att muddringsplymen har gett upphov till stark alg tillväxt i och med en ökad tillförsel och därmed omsättning av näringsämnen i vattenpelaren. Exakt vilket index som väljs ut är inte avgjort vid denna tidpunkt utan bör utvärderas. Den tekniska metoden för att framställa ett index är ändå identisk så valet av index har ingen återverkan på kostnad eller metod för preparering.



2018-06-29

RGB-underlaget är tydligt, naturligt och mycket lätt att tolka. Den skiljer ut alger (grönt) från humus och organiska partiklar (rött) och lera (blått) på ett bra sätt, även där algbloomingen är mycket ymnig, se exempel ovan i Figur 55.

Efter lite experimenterande står det klart att bilder bör beskäras med land och dessutom normaliseras. I rått format innehåller de olika scenerna och banden reflektans som har helt olika magnitud, beroende på bland annat solintensitet, väderlek och atmosfär. Genom att skala om alla band i alla bilder till en gemensam skala, till exempel 0–100, blir det lättare att bedöma vad skillnader och mönster beror på. Vid en sådan operation, som är tämligen trivial, skulle man kunna matcha bildernas histogram för respektive bildruta att göra olika bilder över en och samma vattenyta jämförbara. Dessutom vore det bra att atmosfärskorrigera bilderna för marina tillämpningar (Ruddick & Vanhellemont 2015). Som det nu är implementerar nivå 2A av Sentinel-2 atmosfärskorrigering för analys av markområden, varvid en del information i vattnet försvinner (då de innehåller färre digitalnivåer och "dränks" av markytans signalbehandling). Man skulle alltså kunna göra korrigeringen anpassad för just marina tillämpningar som struntar i markytan utan istället kompenserar för situationen över vatten.



Figur 56. Samma område med olika bilder. Sibbofjärden i Sörmland i topografiska kartan, flygbilder, kontraststräckt i Sentinel-2 i RGB samt analytiskt R+B-G, där den sistnämnda (B) visar plymerna med suspenderat material i rött, även där gröna alger dominerar. RGB-bilden (A) visar istället i ljusblått grumling från muddring, i grönt alger och lite gömt i det gröna en brunaktig plym med grumling från avrinning.

Sammantaget anses det bästa tolkningsunderlaget vara sträckt RGB under vattenmask, kompletterat av $R + B - G$ för att skilja på äldre (grönare) och nyare (rödare och blåare) muddringar. Dessutom bör algoritmerna bakom Figur 42 och Figur 46 utvärderas, i synnerhet $B3 + B7 - NDVI$.



2018-06-29

Analys av påverkanszon

I uppgiften ingick även att undersöka om det går att avgränsa muddringar med satellitbild. Eftersom vattnet i undersökningsområdet är grumligt så syns sällan botten och därmed inte heller muddringsrännan. Dessutom är det i områden som är känsliga för resuspension där resuspension uppstår i muddringsrännan och dessa områden har fina sediment, litet vattenutbyte, rent allmänt grumligt och algrikt vatten och dåligt siktdjup. Likafullt är det ganska uppenbart att man antingen ser en muddringsplym eller en muddringsränna. Rännan är svår att se om det ligger en plym av silt ovanför den, oavsett om silt kommer från själva muddringen eller senare resuspension.

Den typ av avgränsning som går att göra i områden med grumliga vatten är därför den indirekta påverkanszonen i form av plymens utbredning, inte själva rännans utsträckning. Inom området som berörs av plymen kommer fina partiklar falla till botten, fotosyntesen minska, näringsomsättningen öka och sedimenten ändra sammansättning.

För att testa om det går att uppskatta plymens storlek och läge undersöktes samma satellitbilder som använts ovan. Utifrån muddringar identifierade i satellitbilden och verifierade i ortofoton digitaliserades punkter för vilka ett avståndsrastrer ("cost distance") beräknades. För varje avståndsberäkning, med maximalt avstånd 6000 meter, skapades avståndskurvor var 500:e meter och det avstånd på vilken man i bilderna kan skönja en förhöjd förekomst av suspenderat material noterades. Eftersom det totalt rörde sig om 18 muddringar och det (än så länge) inte finns någon algoritm för att bestämma halt av TSM eller PIM via Sentinel-2 och därmed ingen definition av trösklar i reflektansen som anger var en grumlingsplym upphör blir en avgränsning i dagsläget ungefärlig. Det saknas även en verifiering av att den avgränsningen som valts verkligen är relevant ur hydromorfologiskt eller biologiskt perspektiv. I bilderna nedan exemplifieras avståndsberäkningar för olika muddringar.



Figur 57. Muddringsplym, Väterhaninge-Gålö. Plymen förs iväg av ett vattendrag och når över 5000 meter.



2018-06-29



Figur 58. Muddringsplym, Söderby norr om Muskö, omkring 4000 meter lång. Grumlingen till vänster i bilden har inte kunnat identifieras som muddring men troligtvis härrör grumlingen från en muddring invid bryggorna (pilen).



Figur 59. Flera muddringar som på ett påtagligt sätt påverkar vattenmiljön runt Mörkö, Sörmlands skärgård.



2018-06-29

Uppskattad grumlingszon

Utifrån de 18 identifierade muddringarna har ett försök till uppdelning gjorts. Muddringarna delades in i fyra storleksklasser och områdena i tre känslighetsklasser med avseende på generell vågexponering (se Tabell 20). Notera att värdena gäller tillkomståret, påföljande år minskade oftast plymen markant.

Tabell 20. Förslag till grov indelning av grumlingszon, uttryckt i meter, enligt storleken på/typen av muddring samt områdets känslighet för resuspension och sedimentflykt, här uttryckt i relativ vågexponering. Med skyddade lägen menas områden med långgrund mjukbotten och liten vattenomsättning. Exponerade bottenar är istället stabila sand, grus- och lerbottenar där vågrörelser relativt hastigt för bort eventuellt suspenderat material och risken för resuspension är mindre eftersom bottenmaterialet ofta är mer grovkornigt.

Typ av muddring	Skyddat läge	Halvskyddat	Exponerat
Muddring i vattendrag	5000–7000	2500	1250
Småbåtshamn	6000	3000	1500
Stor muddring eller muddring kring >1 brygga	3000	1500	750
Enskild brygga	2000	1000	500

Föreslagen påverkanszon

Vid uppföljning av muddringar som är flera år gamla, ibland så mycket som tio år, kunde det konstateras att enskilda bryggor och grävningar under broar i smala sund ofta har en resuspensionszon som uppgår till omkring 200 meter, större muddringar vid bryggkomplex kan ha återkommande plymer om upp till 500 meters längd och småbåtshamnar kan grumla på ett avstånd om 1000 meter. Med härledning av dessa iakttagelser kan förslagsvis halva grumlingszonen få utgöra "påverkanszonen", den zon inom vilken vi kan förvänta oss signifikant påverkan av siktdjup, fotosyntes och sedimentsammansättning och som har en kronologisk omslutning som övergår 1 år. Följaktligen rekommenderas påverkanszon enligt Tabell 21 som ett idéutkast.

Tabell 21. Följande påverkanszon föreslås, med avseende på fotosyntes och sedimentsammansättning (> 1 år). Inom denna zon kan man förvänta sig högre näringstillgång, sämre ljusinsläpp, nedfall av fina partiklar, mjukare sediment och mindre rotad eller bentisk vegetation.

Typ av muddring	Skyddat läge	Halvskyddat	Exponerat
Muddring i vattendrag	2500–3500	1250	625
Småbåtshamn	3000	1500	750
Stor muddring eller muddring kring >1 brygga	1500	750	375
Enskild brygga	1000	500	250

Vid denna ytliga genomgång kunde även konstateras att mindre industrihamnar inte grumlar så att det märks i satellitbilden, med undantag för där det finns rinnande vatten (som exempelvis i Gävle hamn). Där får man snarare anta en påverkan som ligger i linje med "Muddring i vattendrag".



2018-06-29

Slutsatser

Eftersom det inte finns några kriterier för vilken koncentration resuspenderat material måste hålla för att det ska räknas som en störande muddringsplym, och liknande halter TSM/PIM kan tillföras vattnet via exempelvis våtmarker, vattendrag eller byggnationer, går det inte att avgränsa eller distinkt detektera just muddringsplymer. Men det finns ett sätt med vilket det går att identifiera kandidatobjekt, minska mängden irrelevanta indikationer och översiktligt kunna skatta plymens utbredning. Följande metod föreslås som operationellt genomförbar:

Moment 1: Visuella underlag, grundbearbetning

- Gå igenom datalagret MATS och klipp underlaget mot fastighetskartans markskikt.
- Maskera bort moln enligt NDWI-metoden.
- Atmosfärskorrigera för marina tillämpningar och normalisera data.
- Bilderna slås lämpligtvis samman till olika mosaiker med samma eller närliggande datumstämpel, förslagsvis per månad och år (max av reflektans).
- Packa RGB-mosaik med datumstämpel, visuellt sträckt till current view extent, clip 0,25 och i datumordning i ett GIS-projektfil.

Moment 2: Analytiska underlag, tolkningshjälp:

- Välj ut en eller två algoritmer, exempelvis $R + B - G$ ($B1 + B3 - B2$) och $B3 + B7 - NDVI$.
- Gå igenom MATS och kör algoritmerna på respektive bild, maskad med vattenmask.
- Gör även en kromaticitetsbild av varje bild, maskad med vattenmask.
- Mosaik som i grundbearbetningen.
- Packa dessa mosaiker i en projektfil i datumordning.

Moment 3: Arbetsprocess när underlag tagits fram:

- Hitta (eller anpassa) ett verktyg med vilken man kan bläddra ("flickra") mellan bilder med olika ålder för en och samma plats, gärna exempelvis med piltangenterna eller liknande.
- Låta operatörer granska och bedöma underlag och identifiera potentiella objekt
- Bestäm en översiktlig karteringsskala, preliminärt bedömd till 1:50 000, i vilken muddringar identifieras.
- För respektive identifiering, verifiera muddringar ortofoton.

Analytiska underlag, utvecklingspotential:

- Kvot mellan bilderna och bakgrundsvärdet för området. Genom att räkna ut min- eller medianvärdet för reflektansen i ett område, år för år eller säsong för säsong, fås ett naturligt referensvärde mot vilket varje underlag ska mätas. Görs detta kommer varje relativ avvikelse mot normalvärdet att framstå tydligare.
- Försök med att korrelera reflektans mot TSM/PIM och beräkna en tröskel för muddringsplymens utbredning.

På detta sätt kan en hanterlig mängd mosaiker, maximalt ett dussin per år, skapas för operatörsstyrd granskning i de områden där täta bildserier är användbara, det vill säga grumliga områden där man inte lätt ser själva muddringsrännan utan istället muddringsplymen.

En kartering i skala 1:50 000 med visuell och/eller analytiskt förstärkta satellitbildsunderlag är mycket tidseffektiv. En jämförelse med kartering baserat på ortofoton skulle egentligen kräva en tidsstudie. Men enligt en första uppskattning så tar det med existerande metodik ungefär 20 dagar att gå igenom de runt



2018-06-29

5000 inventeringsrutor (med existerande rutindelning för inventering av muddring i kusten och som bygger på rutor om 500 x 500 m), vilka täcker den ovan använda rutan 33VXF i Sentinel-2:s flygstråk.

Uppskattningsvis kommer en uppföljning av kartering av muddringar, som alltså endast avser att kartlägga nya muddringar, det vill säga de som syns som grumlingar, att för samma område ta mindre än en dag i anspråk.

Som ovan nämnts kan man identifiera och faktiskt analytiskt avgränsa inte bara muddringsplymer utan även båtar, byggnationer och bryggor i bilderna. Statiska bryggor och byggnationer kommer för övrigt mycket bra fram i minimivärdet för en bildserie ("min-stack"), till exempel över ett års tid, eftersom grumlingar kommer och går men bryggan består. Man kan alltså kartlägga byggnationer och bryggor (om än av en viss storlek då pixlarna är 10 x 10 meter) automatiskt direkt i en min-stack. En sådan uppgift ligger utan detta uppdrags omfattning men det är alltså fullt möjligt att inte bara använda satellitdata för muddringskartering utan även för kartering av bryggor och byggnationer med liknande tidsvinst.

En annan sidoeffekt är att man med samma underlag, analytiska preparering och metoder kan identifiera både punkter längs kusten där avrinning förekommer (direkt i bilderna) och där vattenkvaliteten håller en jämn låg nivå med avseende på siktdjup och TSM, via analys av min-stacken. Man kan här även med fördel testa en medelvärdesbild för att underlätta statusklassning av mindre vattenbassänger eller bedömning av till exempel siktdjup och klorofyllhalt. Underlagen och metoderna lämpar sig alltså, med smärre modifikationer eller tillägg, för fler miljörelaterade analyser och uppföljningar än bara för inventering av muddringar, bryggor och liknande.

Bilder som visar avrinning och/eller bassänger med indikation på sämre status i fysikaliskt-kemiskt hänseende kan med fördel användas för att exempelvis planera ekologiska kantzoner och näringsfällor i och kring vattendrag. Statiska bilder med en högupplöst bild av medelvärde/minimum av suspenderat material kan inte bara användas för statusklassning av bassänger utan även vid arbete med områdesskydd och tillståndsgivning, genom att i detalj kunna följa utvecklingen av TSM inom ett område eller kring vissa objekt och relatera detta till de föreskrifter och miljömål som reglerar områdets användning, bevarande och utveckling.

Kostnaderna för inventering av kustlinjen med hjälp av ortofoton ligger i miljonklassen. En mycket grov uppskattning är att man genom satellitbaserad metod kan kapa åtminstone 90 % av inventeringstiden. Till detta kommer kostnad för bearbetning av satellitdata. Men denna kostnad bör rimligtvis bara utgöra omkring tio eller ett par tiotals procent av kostnaden för ortofoto-tolkning. Sammantaget kommer en kartläggning i satellitdata säkerligen innebära långt under halva kostnaden jämfört med ortofotobaserad inventering. Genom satellitbilsbehandling får man underlag som fungerar för en hel rad andra ändamål vad gäller ekologisk statusbedömning, bedömning av påverkanszon, vattenkvalitetsarbete, arbete med avrinning och näringsfällor, analys av områdesskydd och föreskrifter, tillståndsgivning vid muddring och byggnation, ekologiska konsekvensbedömningar och så vidare. Allt sammantaget rekommenderas starkt att gå vidare med denna metod.

Kartläggning av fler typer av objekt och verksamheter

Det finns möjligheter att komplettera sammanställning av påverkanstryck med nya typer och/eller en förbättring av precision och aktualitet hos tidigare kartläggningar exempelvis gällande militära aktiviteter, dumpningar, erosionsförebyggande åtgärder, artificiella rev, kablar och rör. Inom flera projekt har det gjorts sammanställningar av möjliga kartläggningar (se till exempel Andersen & Kallenbach 2016, Kraufvelin et al. 2020) och genom Symphony-projektet (Hammar et al. 2018) har många erfarenheter erhållits vad gäller brist på existerande data, datas olika upplösning och behovet av att säkra långsiktig dataförsörjning från både näringslivsaktörer och myndigheter när det gäller aktiviteter i havsmiljö som medför fysisk störning.

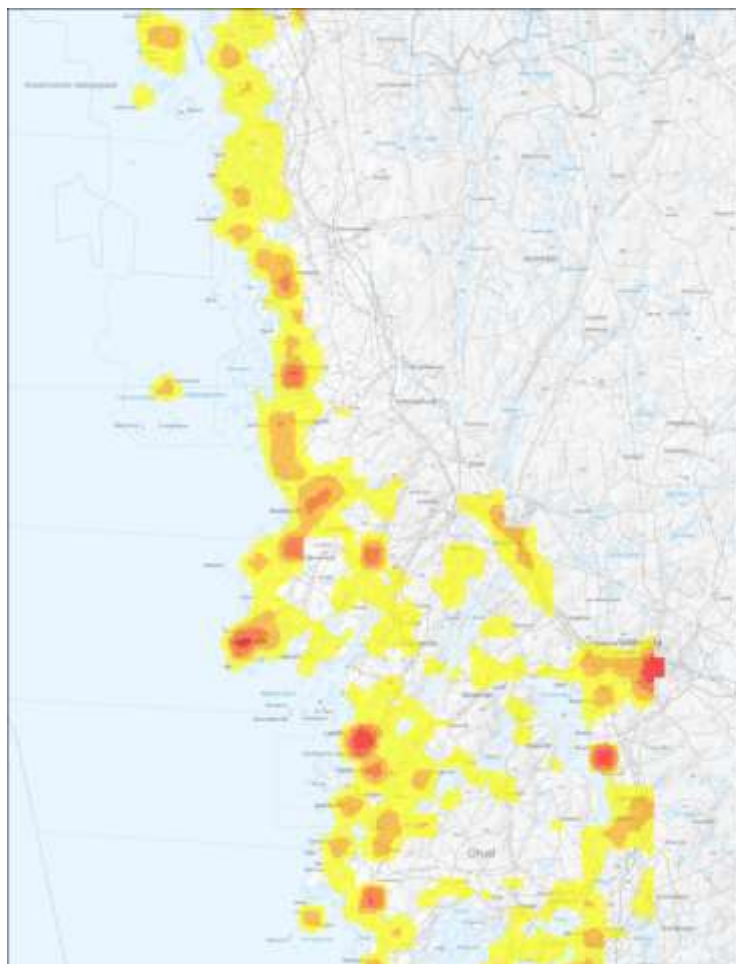


2018-06-29

Rekreation och friluftsliv ur "Big Data" via sociala medier

Ett problem i tidigare undersökningar av belastning på marin miljö, som inom projektet Imagine⁴, har varit att kvantifiera småbåtstrafik. Hamnar, bryggor och farleder utgör i viss mån en proxy för småbåtstrafiken men man missar ändå en hel del av den båttrafik som sker inne i grunda, vågskyddade områden (till exempel i samband med fiske eller transport till och från bryggor). Eftersom småbåtstrafiken ofta sker i känsliga områden skulle det i framtiden vara viktigt att kunna få skattningar av utbredningen av denna. I detta syfte skulle Big Data från sociala medier kunna användas. I bilden nedan visas en så kallad *heatmap*, en täthetsanalys av geokodade bilder ur tjänsten Flickr, mellan Koster och Orust. Trots att Flickr är en av de mindre tjänsterna med global georefererad information visar ändå kartan att man kan börja skönja populära platser där människor uppehåller sig och tar bilder.

Tänkbara tjänster som går att hämta data ur är framförallt Instagram och Twitter. En vidareutveckling skulle kunna vara att söka ut vissa nyckelord (som "fiske", "fångst" och "gädda") för att på så vis kunna skapa en densitetsanalys av exempelvis sportfiske. Denna typ av analys extraherar endast koordinater från sociala medier och berörs därför inte av dataskyddsförordningen (GDPR).



⁴ Projektet Imagine hämtas på länken <https://www.aquabiota.se/en/projects/imagine/>.



2018-06-29

Figur 60. Exempel på analys av Big Data från sociala medier. En så kallad heatmap över antalet geo-taggade bilder i tjänsten Flickr över området mellan Kosteröarna och Orust. Kartan visar relativt antal uppladdade bilder inom 250 meters radie, rött = många bilder, gult = några få bilder.

Validering

För validering av modellen skulle yngeldatabasen kunna användas. I denna databas finns många tusen punkter med information om vegetation och fiskyngel i grunda kustområden. Eventuellt skulle en sådan validering kunna utgöra en fortsättning på den modellering som görs inom Nationella marina karteringen vid Havs- och vattenmyndigheten.

Ett behov föreligger då att aggregera påverkansanalysen till lämpliga geografiska enheter (till exempel habitat) och jämföra förekomst av yngel gentemot påverkanszonernas aggregerade värde per område, habitat-patch och så vidare.



Förkortningar

Förkortning	Beskrivning
AHD	art- och habitatdirektivet (92/43/EEG). https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:SV:HTML
AIS	Automatic identification system
ATG HyMo	Ad-hoc group on Hydromorphology, europeiska kommissionen
Balance	Baltic Sea Management – Nature Conservation and Sustainable Development of the Ecosystem through Spatial Planning. http://www.balance-eu.org/
BIAS	Baltic Sea Information on the Acoustic Soundscape. https://biasproject.wordpress.com/
BSHC	Baltic Sea Hydrographic Commission. http://www.bshc.pro/
DPSIR	Driving forces – Pressures – States – Impacts – Responses. https://sv.wikipedia.org/wiki/DPSIR ,
EEA	European environment Agency. https://www.eea.europa.eu/sv
EEZ	Exclusive economic zone
EIHA	Environmental Impacts of Human Activities. https://www.ospar.org/work-areas/eiha/other/eiha-strategy
Ecostat	Working group on ecological status, European Commission
EUNIS	European Nature Information System. https://eunis.eea.europa.eu/
FMIS	Fornminnesinformationssystemet
GE	Grunda exponeringsskyddade bottnar
GEM	Grunda exponeringsskyddade mjukbottnar
GSD	Geografiska Sverigedata, Lantmäteriet
Helcom	Helsinki commission, http://www.helcom.fi/
Helcom BalticBoost	http://www.helcom.fi/helcom-at-work/projects/completed-projects/baltic-boost
Helcom Coreset II	Operationalization of Helcom core indicators. http://www.helcom.fi/helcom-at-work/projects/completed-projects/coreset-ii
Helcom Tapas	Tools and approaches for the Second Holistic Assessment of the Ecosystem Health of the Baltic Sea. http://www.helcom.fi/helcom-at-work/projects/completed-projects/tapas
HMD	havsmiljödirektivet (2008/56/EG). https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:164:0019:0040:SV:PDF
HVMFS	Havs- och vattenmyndighetens författningssamling. https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/foreskrifter.html
ICES	International Council for the Exploration of the Sea. http://www.ices.dk/Pages/default.aspx
MarLin	Marine Litter Project. http://projects.centralbaltic.eu/project/447-marlin

2018-06-29

Förkortning	Beskrivning
Marmoni	Innovative approaches for marine biodiversity monitoring and assessment of conservation status of nature values in the Baltic Sea. http://marmoni.balticseaportal.net/wp/about-project/
MMSS	Marin modellering i Stockholms och Sörmlands län. https://www.aquabiota.se/projekt/mmss-marin-modellering-stockholms-och-sormlands-lan/
MNR	Marina naturreservat
MPA	Marine protected area, är skyddade områden som inkluderar skydd av biologisk mångfald i marina miljöer. https://www.iucn.org/theme/marine-and-polar/our-work/marine-protected-areas
NMD	Nationella marktäckedata, Naturvårdsverket. https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Kartor/Nationella-Marktackedata-NMD/
NNK	Natura naturtypskartan, Naturvårdsverket, Geodataportalen
NDVI	Normalized difference vegetation index. https://en.wikipedia.org/wiki/Normalized_difference_vegetation_index
NDWI	Normalized difference water index.
Ospar	Oslo-Paris Commission. https://www.ospar.org/
PIM	Particle inorganic matter
RAIS	Historisk AIS-information, Sjöfartsverket. http://www.sjofartsverket.se/pages/40951/produktblad_RAIS.pdf
RAÄ	Riksantikvarieämbetet
SAKU	Sammanställning och analys av kustnära undervattensmiljö. https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5591-7.pdf
SAR	Search and Rescue
SJKBAS	Sjökortdatabasen, Sjöfartsverket. Se SAKU
SMD	Svenska marktäckedata, Geodataportalen
SOG	Speed over ground
SPM	Suspended Particle Matter
SWM	Simplified Wave Exposure. https://www.aquabiota.se/verksamhet/vagexponering/
Symphony	Symphony – en metod för ekosystembaserad havsplanering. https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/havsplanering/om-havsplanering/vad-ar-havsplanering/symphony---ett-planeringsverktyg-for-havsplanering.html
TSM	Total suspended matter
VD	vattendirektivet (2000/60/EG). http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html
VMS	Vessel monitoring system. https://ec.europa.eu/fisheries/cfp/control/technologies/vms_en



Referenser

- Ailstock, M.S., Hornor, S.G., Norman, C.M. & Davids, E.M. 2002. Resuspension of Sediments by Watercraft Operated in Shallow Water Habitats of Anne Arundel County, Maryland. *Journal of Coastal Research* special issue no. 37. Impacts of motorized watercraft on shallow estuarine and coastal marine environments (fall 2002), pp. 18–32.
- Althage, J. 2010. Ship-Induced Waves and Sediment Transport in Göta River, Sweden. MA Thesis, Lunds universitet.
- Andersen, J. H. & Kallenbach, E. 2016. A literature study of human activities and pressures as well as ecosystem component layers available for Marine Spatial Planning and mapping of cumulative impacts in Swedish marine waters. Report No 6997-2016-DK2. NIVA Denmark Water Research.
- Apler, A., Nyberg, J., Jönsson, K., Hedlund, I., Heinemo, S.-Å. & Kjellin, B. 2014. Kartläggning av fiberhaltiga sediment längs Västernorrlands kust. SGU-rapport 2014:16.
- Bailey H., Senior B., Simmons D., Rusin J., Picken G., Thompson P.M. 2010. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Mar Pollut Bull.* 60(6):888–97. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.003>.
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Rosenberg, R., Wahlberg, M., Åstrand Capelito, N. & Wilhelmsson, D. 2014. Effects of offshore wind farms on marine wildlife – a generalized impact assessment. *Environ. Res. Lett.* 9 (2014) 034012 (12pp).
- Bjärås, J. 2014. Studie i maritimalrörelser orsakade av fartygsvågor. Stockholms universitet.
- Borja, A., Elliott, M., Uyarra, M.C., Carstensen, J. & Mea, M. 2017. Bridging the gap between policy and science in assessing the health status of marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, Frontiers Media.
- Boyd, S.E. & Rees, H.L. 2003. An examination of the spatial scale of impact on the marine benthos arising from marine aggregate extraction in the central English Channel. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57 (2003) 1–16.
- Boyd, S.E., Limpenny, D.S., Rees, H.L., Cooper, K.M., & Campbell, S. 2003. Preliminary observations of the effects of dredging intensity on the re-colonisation of dredged sediments off the southeast coast of England (Area 222). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57 (2003) 209–223.
- Buhl-Mortensen, L. et al. 2016. Trawling disturbance on megabenthos and sediment in the Barents Sea: chronic effects on density, diversity, and composition. *ICES Journal of Marine Science* (2016), 73(Supplement 1), i98–i114. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv200>.
- Clarke, D., Reine, K., Dickerson, C., Zappala, S., Pinzon, R. & Gallo, J. 2007a. Suspended sediment plumes associated with navigation dredging in the Arthur Kill Waterway, New Jersey. WODCON 2007 Conference Proceedings, Orlando (FL, USA), pp. 1135–1154.
- Clarke, D., Reine, K., Dickerson, C., Zappala, S., Pinzon, R. & Gallo, J. 2007b. Preliminary assessment of sediment resuspension by ship traffic IN NEWARK BAY, New Jersey. WODCON 2007 Conference Proceedings, Orlando (FL, USA), pp. 1155–1172.
- Crocker, S.E. & Fratantonio, F.D. 2016. Characteristics of Sounds Emitted During High-Resolution Marine Geophysical Surveys. NUWC-NPT Technical Report 12,203. U.S. Department of the Interior.
- David, C.G., Roeber, V., Goseberg, N. & Schlurmann, T. 2017. Generation and propagation of ship-borne waves – Solutions from a Boussinesq-type model. *Coastal Engineering* 127 (2017) 170–187.

2018-06-29

- Depestele, J. et al. 2016. Measuring and assessing the physical impact of beam trawling. *ICES Journal of Marine Science* (2016), 73(Supplement 1), i15–i26. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv056>.
- Diesing, M., Stephens, D. & Aldridge, J. 2013. A proposed method for assessing the extent of the seabed significantly affected by demersal fishing in the Greater North Sea. *ICES Journal of Marine Science* (2013), 70(6), 1085–1096. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst066>.
- Dogliotti, A.I., Ruddick, K.G., Nechad, B., Doxaran, D. & Knaeps, E. 2015. A single algorithm to retrieve turbidity from remotely-sensed data in all coastal and estuarine waters. *Remote Sensing of Environment* 156, January 2015, pp. 157–168.
- Eastwood, P. D., Mills, C. M., Aldridge, J. N., Houghton, C. A. & Rogers, S. I. 2007. Human activities in UK offshore waters: an assessment of direct, physical pressure on the seabed. – *ICES Journal of Marine Science*, 64: 453–463.
- EEIG 2015. Working towards creating synergies between the WFD, MSFD, and the habitats and birds directives. European Economic Interest Group.
- Egardt, J. 2017. *Impact of recreational boating in coastal seascapes and implications for management*. Diss, Göteborgs universitet.
- Eigaard, O. R. et al. 2016. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science* (2016), 73(Supplement 1), i27–i43. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv099>.
- Eigaard, O. R. et al. 2017. The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES Journal of Marine Science* (2017), 74(3), 847–865. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw194>.
- Elliott, M., Burdon, D., Atkins, J.P., Borja, A., Cormier, R., de Jonbge, V.N., Turner, R.K., 2017a. "And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!" – A unifying framework for marine environmental management. *Mar Pollut Bull* 118:27–40.
- Elliott, S.A.M., Arroyo, N.L., Safi, G., Ostle, C., Guérin, L., McQuatters-Gollop, A., Aubert, A., Artigas, F., Budria, A., Rombouts, I., Pesch, R., Schmitt, P., Vina-Herbon, C., Meakins, B., González-Irusta, J.M., Preciado, I., López-López, L., Punzón, A., Torriente, A., Serrano, A., Haraldsson, M., Capuzzo, E., Claquin, P., Kromkamp, J., Niquil, N., Judd, A., Padegimas, B., Corcoran, E. 2017b. Proposed approaches for indicator integration. EcApRHA Deliverable WP 4.1.
- Engdahl, A., Törnqvist, O., Wiman, S. & Thulin, S. 2011. Fjärranalys för uppföljning av långtidsgrumling från muddring. Rapport, Metria Geoanalys. Stencil.
- Europeiska kommissionen 2014. Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas – W. MSFD Technical Subgroup on Underwater Noise.
- Europeiska kommissionen 2015. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC) and the floods directive (2007/60/EC). Work Programme 2016–2018.
- Europeiska kommissionen 2016a. Links between the Marine Strategy Framework Directive (MSFD 2008/56/EC) and the Nature Directives (Birds Directive 2009/147/EEC (BD) and Habitats Directive 92/43/EEC (HD)).
- Europeiska kommissionen 2016b. WFD Reporting Guidance 2016. Final draft V6.0.6, 2016-04-26.
- Europeiska kommissionen 2017a. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes and Guidelines for the period 2013–2018. Final version – May 2017.



2018-06-29

Europeiska kommissionen 2017b. Kommissionens beslut (EU) 2017/848 av den 17 maj 2017 om fastställande av kriterier och metodstandarder för god miljöstatus i marina vatten, specifikationer och standardiserade metoder för övervakning och bedömning och om upphävande av beslut 2010/477/EU.

Ferrarin, C. & Umgieser, G. 2013. Evaluation of potential spread of dumping material (suspended and settled) dredged in the waters of Sventoji harbor for four alternative dumping sites using 3D sediment transport model. Consiglio Nazionale Ricerche – Istituto di Scienze Marine Castello 2737/F, 30122 Venezia, Italia.

Fleit, G., Baranya, S., Rüther, N., Bihs, H., Krámer, T. & Jónzsa, J. 2016. Investigation of the Effects of Ship Induced Waves on the Littoral Zone with Field Measurements and CFD Modeling. *Water* 8(7):300.

Fyhr, F., Enhus, C. & Naeslund, M. 2013. GIS-utsökning av Natura 2000-naturtyper 1610 rullstens åsöar i Östersjön, 1620 skär i Östersjön, samt potentiella 1110 sandbankar och 1170 rev. AquaBiota Rapport 2013:03. Hämtad 2020-10-05 från https://www.aquabiota.se/wp-content/uploads/ABWR_Report2013-03_Natura2000Naturtyper.pdf.

Gabel, F. 2012. Impacts of ship-induced waves on benthic macroinvertebrates. Diss, Humboldt-Universität, Berlin.

Gao, B-C. 1996. NDWI — A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment* 58:3, pp. 257–266.

Granath, L. 1989. Kartläggning av erosionskänsliga stränder längs Rödkobbsleden. Forskningsrapport STOU-NG, 0346-7406; 78. Naturgeografiska institutionen, Stockholms universitet.

Granath, L. 2004. Fartygstrafik och stranderosion i Stockholms skärgård. Rapport 2004:19, Länsstyrelsen i Stockholms län. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:851878/FULLTEXT01.pdf>.

Granath, L. 2013. Erosionsskador i Furusundsleden 2000–2013 – Utredning om utveckling, orsaker och möjliga åtgärder. Hydrographica, Sundbyberg.

Gucinski, H. 1982. Sediment suspension and resuspension from small-craft induced turbulence. EPA 600/3-82-084. U. S. Environmental Protection Agency, Annapolis.

Halpern, B.S. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* Vol. 319, Issue 5865, pp. 948–952.

Gundersen, H., Bryan, T., Chen, W., Moy, F. E., Sandman, A. N., Sundblad, G., Walday, M. G. 2017. Ecosystem Services : In the Coastal Zone of the Nordic Countries. Copenhagen. <https://doi.org/10.6027/TN2016-552>.

Hallberg, O., Nyberg, J., Elhammer, A. & Erlandsson, C. 2010. Ytsubstratklassning av maringeologisk information. SGU-rapport 2010:6. SGU, Uppsala. Hammar, L., Schmidtauser, C., Kågesten, G., Hume, D. m Pålsson, J., aarsrud, M., Mattson, D., Åberg, F., Hallberg, M. & Johansson, T. 2018. Symphony – Integrerat planeringsstöd för statlig havsplanering utifrån en ekosystemansats. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:1. Hämtad 2020-10-05 från <https://www.havochvatten.se/download/18.52d593d41624ea1d549cfe1d/1523361761104/rapport-symphony-integrerat-planeringsstod-for-statlig-havsplanering-utifran-en-ekosystemansats.pdf>.

Havs- och vattenmyndigheten 2015. God havsmiljö 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön. Rapport 2015:30. Hämtad 2020-10-05 från <https://www.havochvatten.se/download/18.45ea34fb151f3b238d8d1217/1452867739810/rapport-2015-30-atgardsprogram-for-havsmiljon.pdf>.

Havs- och vattenmyndigheten 2020. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2021–2026: Övervakningsprogram. Rapport 2020:26. Hämtad 2020-10-15 från <https://www.havochvatten.se/planering->



2018-06-29

[forvaltning-och-samverkan/havsmiljoforvaltning/uppdaterade-overvakningsprogram-for-nordsjon-och-ostersjon.html](#).

Hayes, D.F., Chintamaneni, R., Bommareddy, P., and Cherukuri, B. 2010. Propwash Impacts On Water Quality around Dredging and Other Marine Construction Activities. Proceedings of the WEDA XXX/TAMU 41, San Juan, Puerto Rico, June 6–9, 2010.

Helcom 2010. Towards a tool for quantifying anthropogenic pressures and potential impacts on the Baltic Sea marine environment, Baltic Sea Environment Proceedings No. 125, Helsingfors.

Helcom 2016a. Core indicators – Cumulative impacts on benthic biotopes. Group on Ecosystem-based Sustainable Fisheries. FISH 5-2016.

Helcom 2016b. BalticBOOST WP 3.2 – Development of a tool to assess the impact of fisheries on seabed habitats. FISH 5-2016.

Helcom 2016c. Outcome of the HELCOM TAPAS Workshop on the HOLAS II Pressure and Impact Index. Helsinki, Finland, 6–7 September 2016.

Helcom 2017a. The assessment of cumulative Impacts using the BSPI and BSII. Supplementary Report to the First Version of the 'State of the Baltic Sea' Report 2017.

Helcom 2017b. BalticBOOST Appendix 1, WP 3.1 Deliverable 1. THEME 3: Physical loss and damage to seabed habitats. Final report 14 February 2017.

Helcom 2017c. Progress in implementing the underwater noise roadmap.

Helcom 2018. Cumulative impact on benthic biotopes. Report CORESET II.

<https://portal.helcom.fi/meetings/IN%20BENTHIC%202-2018-573/MeetingDocuments/3-2%20ATT.2%20Cumulative%20impact%20on%20benthic%20biotopes-IndicatorReport-FINAL-CORESET%20II%20version.pdf>

Hermannsen, L., Mikelsen, L. & Tougaard, J. 2017. The effect of simulated seal scarer sounds on harbour porpoises. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy no 247, Aarhus Universitet.

Hong, J-H., Chiew, Y-M., Susanto, I. & Cheng, N-S. 2012. Evolution of scour induced by propeller wash. ICSE6 Paris – August 27–31, 2012.

ICES 2017. OSPAR request on the production of spatial data layers of fishing intensity/pressure. ICES Technical Service sr 2017.17.

Invest 2017. InVEST user guide. <http://data.naturalcapitalproject.org/nightly-build/invest-users-guide/html/index.html>.

Isæus, M. 2004. Factors structuring Fucus communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. Diss. Botaniska institutionen, Stockholms universitet.

Ivarsson, M., Magnussen, K., Heiskanen, A.-S., Navrud, S., & Viitasalo, M. 2017. Ecosystem services in MSP : Ecosystem services approach as a common Nordic understanding for MSP. Copenhagen. <https://doi.org/10.6027/TN2017-536>.

Josefson, A.B., Blomqvist, M., Hansen, J., Rosenberg, R. & Rygg, B. 2009. Assessment of marine benthic quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Marine Pollution Bulletin* 58 (2009) 1263–1277.

Kling, J. manus. Hydromorfologiska typer i kusten – Indelning av kustområden utifrån hydromorfologisk karaktäristik. Rapport. Havs- och vattenmyndigheten.



2018-06-29

- Korpinen, S. & Andersen, J.H. 2016. A global review of cumulative pressure and impact assessments in marine environments. *Frontiers in Marine Science*, August 2016, vol 3, s. 1–11.
- Korpinen, S., Meidinger, M. & Laamanen, M. 2013. Cumulative impacts on seabed habitats: An indicator for assessments of good environmental status. *Marine Pollution Bulletin* 74 (2013) 311–319.
- Kratzer, S., Brockmann, C. & Moorde, G. 2008. Using MERIS full resolution data to monitor coastal waters — A case study from Himmerfjärden, a fjord-like bay in the northwestern Baltic Sea. *Remote Sensing of Environment* 112:5, pp. 2284–2300.
- Kraufvelin P., Bergström L., Bergström U. & Bryhn A. 2018. Relationships between human activities and marine ecosystem services. Report SLU.aqua.2017.4.2-207, Swedish University of Agricultural Science.
- Kraufvelin, P. & Díaz, E.R. 2015. Sediment macrofauna communities at a small mussel farm in the northern Baltic proper. *Boreal Environment Research* 20: 378–390.
- Kraufvelin P., Bryhn A., Kling J., Olsson J., 2020. Fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:27 (under utgivning).
- Lantmäteriet 2020. Produktbeskrivning: GSD-Sverigekartan 1:1 miljon, vektor. Dokumentversion 6.7. Hämtad 2020-10-06 från https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/kartor/sv1mshmi_red.pdf.
- Ligi, M., Kutser, T., Kallio, K., Attila, J., Koponen, S., Paavel, B., Soomets, T. & Reinart, A. 2017. Testing the performance of empirical remote sensing algorithms in the Baltic Sea waters with modelled and in situ reflectance data. *Oceanologia*. Volume 59, Issue 1, January–March 2017, pp. 57–68.
- Lillesand, T., Kiefer, R.W. & Chipman, J. 2015. *Remote Sensing and Image Interpretation*, 7th Edition. Wiley.
- Linders, T., Nilsson, P., Wikström, A. & Sköld, M. 2017. Distribution and fate of trawling-induced suspension of sediments in a marine protected area. *ICES Journal of Marine Science* (2017), <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx196>.
- Lindfors, S. 2010. Båtars vågor väcker frågor – stranderosion i Stockholms mellanskärgård. Rapport 2010:22, Länsstyrelsen i Stockholms län.
- Lindholm, T., Svartström, M., Spoof, L. & Meriluoto, J. 2001. Effects of ship traffic on archipelago waters off the Långnäs harbour in Åland, SW Finland. *Hydrobiologia* 444: 217–225, 2001.
- Lorthiois, T., Doxaran, D. & Chami, M. 2012. Daily and seasonal dynamics of suspended particles in the Rhône River plume based on remote sensing and field optical measurements. *Geo-Mar Lett* (2012) 32, pp. 89–101.
- Lurton, X. 2015. Modelling of the sound field radiated by multibeam echosounders for acoustical impact assessment. *Applied Acoustics* 101 (2016) 201–221.
- Länsstyrelsen Blekinge 2015. Marin inventering och modellering i Blekinge län och Hanöbukten. Länsstyrelsen i Blekinge län rapport 2015:06. Hämtad 2020-10-05 från https://www.aquabiota.se/wp-content/uploads/Wijkmark_mfl_2015_Marin_inventering_modellering_Blekinge_Hanobukten_MARMONI.pdf.
- Länsstyrelsen Stockholm 2003. Exploatering av stränder. Metodstudie för övervakning av exploateringsgraden II. Vidareutveckling av indikatormetoden. Rapport 2003:18.
- Länsstyrelsen Stockholm 2015. Hydromorfologisk modellering av risk för båtinducerad stranderosion i Stockholms skärgård. Fakta 2015:13, Länsstyrelsen i Stockholms län. Hämtad 2020-10-05 från https://www.aquabiota.se/wp-content/uploads/Sundblad_mfl_Hydromorfologisk_modellering_stranderosion_F2015-13.pdf.



2018-06-29

- Länsstyrelsen Stockholm 2008. *Båtlivets inverkan på havsbotten i Stora Nassa*. Rapport 2008:05.
- Länsstyrelsen Östergötland 2010. Ankringsskador i naturhamnar Undersökning av botten och makrofytssamhällen på 10 platser i Östergötlands län, 2009. Sveriges Vattenekologer AB. Rapport 2010:10.
- Marine Management Organisation 2015. Modelled Mapping of Continuous Underwater Noise Generated by Activities. MMO Project No: 1097.
- Metria 2008. Detektion och kartering av muddringar. Dokument id M07/02438.4. Stencil.
- Metria 2017. Fysisk påverkan i svenska kustvatten – Kartläggning, bedömningar och vägledning. Delrapport B1, moment 1 & 2: Identifierade parametrar och tillgängliga geodata. Kompletteringsmöjligheter och metoder för kartläggning. Opublicerad arbetsrapport.
- Naturvårdsverket 2006. Sammanställning och analys av kustnära undervattensmiljö. Rapport 5591. Hämtad 2020-10-06 från <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5591-7.pdf?pid=3206>.
- Nechad, B., Ruddick, K.G. & Park, Y. 2010. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. *Remote Sensing of Environment* 114 (2010), pp. 854–866. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.11.022>.
- Nechad, B., Dogliotti, A., Ruddick, K. & Doxaran, D. 2016. Particulate Backscattering Retrieval from Remotely-Sensed Turbidity in Various Coastal and Riverine Turbid Waters. *Living Planet Symposium, Proceedings of the conference held 9–13 May 2016 in Prague, Czech Republic*. Edited by L. Ouwehand. ESA-SP Volume 740, ISBN: 978-92-9221-305-3.
- Nilsson, T. 2010. *Exploatering av stränder i Norrbottens kust- och skärgårdsområde*. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapport 11/2010.
- Nordlund, J. 2015. Hydromorfologisk regim för Ålands kustvatten och sjöar. Examensarbete. SLU, Uppsala universitet.
- Norrlin, J., Josefsson, S., Larsson, O. & Gottby, L. 2016. Kartläggning och riskklassning av fiberbankar i Norrland. SGU-rapport: 2016:21.
- Nyberg J., Schoning, K., Grånäs, K., Nordström, S., Nordgren, P., Svensson, A., Lingsten, L., Hammar, L., Hemmingsson, M., Tingström, L. 2017. Förutsättningar för utvinning av marin sand och grus i Sverige. SGU-rapport: 2017:05.
- Nyström Sandman, A., Didrikas, T., Enhus, C., Florén, K., Isæus, M., Nordemar, I., Nikopoulos, A., Sundblad, G., Svanberg, K. & Wijkmark, N. 2013a. Marin Modellering i Södermanlands län. Aquabiota Report 2013:09.
- Nyström Sandman, A., Didrikas, T., Enhus, C., Florén, K., Isæus, M., Nordemar, I., Nikopoulos, A., Sundblad, G., Svanberg, K. & Wijkmark, N. 2013b. Marin Modellering i Stockholms län. Aquabiota Report 2013:10.
- O'Neill, F.G. & Ivanović, A. 2015. The physical impact of towed demersal fishing gears on soft sediments. The physical impact of towed demersal fishing gears on soft sediments. *ICES Journal of Marine Science*, Volume 73, Issue suppl_1, 1 January 2016, Pages i5–i14, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv125>.
- Oesterwind, D., Rau, A. & Zaiko, A. 2016. Drivers and pressures – Untangling the terms commonly used in marine science and policy. *Journal of Environmental Management* 181 (2016) 8e15.
- Pahlevan, N., Sarkar, S., Franz, B. A., Balasubramanian, S. V. & He, J. 2017. Sentinel-2 MultiSpectral Instrument (MSI) data processing for aquatic science applications: Demonstrations and validations. *Remote Sensing of Environment*, vol. 201, pp. 47–56.
- Petus, C., Chust, G., Gohin, F., Doxaran, D. & Froidefond, J-M. 2010. Estimating turbidity and total suspended matter in the Adour River plume (South Bay of Biscay) using MNODIS 250-m imagery. *Continental Shelf Research* 30(2010), 379–392.

2018-06-29

- Piet, G.J. & Hintzen, N.T. 2012. Indicators of fishing pressure and seafloor integrity. *ICES Journal of Marine Science* (2012), 69(10), 1850–1858. doi:10.1093/icesjms/fss162.
- Popper, A.N. & Hastings, M.C. 2009. The effect of anthropogenic sources of sound on fishes, *J. Fish Biol.* 75, 455–489.
- Ramböll 2007. Dumpningar. Erfarenheter från dumpningar till havs. Ramböll Sverige AB.
- Rice, J et al. 2010. Marine strategy framework directive. Task group 6 report, Seafloor integrity. European commission & ICES. JRC 58082/ EUR 24334 EN.
- Rijnsdorpet et al. 2016. Towards a framework for the quantitative assessment of trawling impact on the seabed and benthic ecosystem. *ICES Journal of Marine Science* (2016), 73(Supplement 1), i127–i138. doi:10.1093/icesjms/fsv207.
- La Rivière, Marie & Aish, Annabelle & Gauthier, Olivier & Grall, Jacques & Guerin, Laurent & Janson, Anne-Laure & Labrune, Céline & Thibaut, Thierry & Thiébaud, Eric. 2016. Assessing benthic habitats' sensitivity to human pressures: a methodological framework. 10.13140/RG.2.2.19763.22565.
- Robinson, J.E., Newell, R.C., Seiderer, L.J. & Simpson, N.M. 2005. Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine Environmental Research* 60 (2005) 51–68.
- Ruddick, K. & Vanhellemont, Q. 2015. Use of the new olci and slstr bands for atmospheric correction over turbid coastal and inland waters. *Sentinel-3 for Science Workshop, Proceedings of a workshop held 2–5 June, 2015 in Venice, Italy*. Edited by L. Ouwehand. ESA SP-734, ISBN 978-92-9221-298-8.
- Salama, M.S., Radwan, M., van der Velde, R. 2012. A hydro-optical model for deriving water quality variables from satellite images (HydroSat): A case study of the Nile River demonstrating the future Sentinel-2 capabilities. *Physics and Chemistry of the Earth* 50–52 (2012), pp. 224–232.
- Sandström A., Eriksson B., Karås P., Isaeus M. & Schreiber H. 2005. Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. *AMBIO*. 2005 Mar, 34(2):125–30.
- Sandström, O. 2015. Fiskbestånd och fiske i Luleälvens mynningsområde och utanföriggande skärgård. Bedömning av konsekvenser av muddring, sprängning och dumpning av muddermassor vid uppgradering av farled in till Luleå hamn, projekt Malmporten. Skärgårdsutveckling SKUTAB AB.
- SGU 2017. Stränders jordart och eroderbarhet. Produktblad. Hämtad 2020-10-05 från <http://resource.sgu.se/dokument/produkter/stranders-jordart-eroderbarhet-beskrivning.pdf>.
- Sierra-Flores R., Attack T., Migaud H. & Davie A. 2015. Stress response to anthropogenic noise in Atlantic cod *Gadus morhua* L., *Aquacultural Engineering*, 67, pp. 67–76.
- Smith, C., et al. 2014. Conceptual models for the effects of marine pressures on biodiversity. DEVOTES WP 1, Deliverable 1.1. Hellenic Center for Marine research.
- Snickars, M. & Pitkänen, P. 2007. *GIS tools for marine spatial planning and management*. BALANCE Interim Report No. 28. BALANCE. Hämtad 2020-10-06 från www.balance-eu.org.
- Soomere, T., Parnell, K.E. & Didenkulova, I. 2009. Implications of Fast-Ferry Wakes for Semi-Sheltered Beaches: A Case Study at Aegna Island, Baltic Sea. *Journal of Coastal Research*, SI 56, 128–132. Lisbon, Portugal.
- Stelzenmüller, V., Lee, J., South, A. & Rogers, S.I. 2010. Quantifying cumulative impacts of human pressures on the marine environment: a geospatial modelling framework. *Marine Ecology progress series* vol 398, s. 19–32.



2018-06-29

Stjärne, A., Rydja, K. & Haglund, E. 2017. Riskklassning av Fiberbankar i Västernorrland. Länsstyrelsen Västernorrland Rapport nr 2017:06.

Stoschek, O., Precht, E., Larsen, O., Jain, M., Yde, L., Ohle, N., & Strotmann, T. 2014. Sediment esuspension and seabed scour induced by ship-propeller wash. PIANC World Congress San Francisco USA 2014.

Sundblad, G. & Bergström, U. 2014. Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. *AMBIO*, <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0522-y>.

Tasker, M.L., Amundin, M., Andre, M., Hawkins, A., Lang, W., Merck, T., Scholik-Schlomer, A., Teilmann, J., Thomsen, F., Werner, S. & Zakharia, M. 2010. Marine strategy framework directive. Task group 11 report, underwater noise and other forms of energy. European commission & ICES. JRC 31210/ EUR 24341 EN.

Terziev, M, Tezdogan, T, Oguz, E, Gourlay, T, Demirel, YK & Incecik, A 2018, 'Numerical investigation of the behaviour and performance of ships advancing through restricted shallow waters' *Journal of Fluids and Structures*, vol 76, pp. 185–215.

Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. & Piper, W. 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd.

Thrush SF, Hewitt JE, et al. 1998. Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: impacts at the scale of the fishery. *Ecol Appl* 8: pp. 866–879.

Tillin, H.M. & Tyler-Walters, H., 2015. Revised list of definitions of pressures and benchmarks for sensitivity assessment. Internal report to MarLIN Steering Committee and SNCB representatives. MBA, Plymouth.

Tyler-Walters, H. & Hiscock, K., 2005. Impact of human activities on benthic biotopes and species. Report to Department for Environment, Food and Rural Affairs from the Marine Life Information Network MarLIN). Plymouth: Marine Biological Association of the UK. [Contract no. CDEP 84/5/244].

Törnqvist, O. & Wennberg, S. 2007. Kartering och GIS-modeller av marina Natura 2000-habitat. Rapport, Metria Miljöanalys.

Törnqvist, O. 2009. Brygginventering och exploateringsindikator i flygbilder längs Sveriges kust. Rapport, Metria.

Törnqvist, O. & Engdal, A. 2010. Kartering och analys av fysiska påverkansfaktorer i marin miljö. Rapport 6376, Naturvårdsverket, Stockholm.

Törnqvist, O. & Engdahl, A. 2012. Uppföljning av exploatering i kustzonen – rekommenderade geodata och analysmetoder. Länsstyrelsen i Norrbottens län, rapport 1/2012.

Törnqvist, O. & Keskitalo, C. 2017. Metodutredningar inom moment B1:3 – Projektet Fysisk påverkan i svenska kustvatten. Rapport, Metria. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:18. Hämtad 2020-10-14 från <https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/rapporter-och-andra-publikationer/publikationer/2020-10-09-metodutredningar-inom-moment-b13.html>.

Törnqvist, O., Giljam, C. & Rosengren, M. 2017. En operationell metod för detektion och avgränsning av muddringar med hjälp av satellitdata. Rapport, Metria. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:11. Hämtad 2020-10-114 från <https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/rapporter-och-andra-publikationer/publikationer/2020-10-09-en-operationell-metod-for-detektion-och-avgransning-av-muddringar-med-hjalp-av-satellitdata.html>.

U.S. Army Corps of Engineers 2015. *Assessment of ship-induced suspended sediment plumes in Newark bay, New Jersey*. New York.



2018-06-29

Uliczka, K. & Kondziella, B. 2016. Ship-induced sediment transport in coastal waterways (SeST). 4th ASHCON, Hamburg – Uliczka et al. (eds) – © 2016 Bundesanstalt für Wasserbau ISBN 978-3-939230-38-0 (Online), https://dx.doi.org/10.18451/978-3-939230-38-0_1.

Van der Graaf A.J., Ainslie M.A., André M., Brensing K., Dalen J., Dekeling R.P.A., Robinson S., Tasker M.L., Thomsen F., Werner S. 2012. European Marine Strategy Framework Directive – Good Environmental Status (MSFD GES): Report of the Technical Subgroup on Underwater noise and other forms of energy.

Wijkmark, N. & Isæus, M. 2010. Wave exposure calculations for the Baltic Sea. AquaBiota Water Research AB.

Wikström, A., Linders, T., Sköld, M., Nilsson, P. & Almén, J. 2016. Bottentrålning och resuspension av sediment. Rapportnr 2016:36. Länsstyrelsen i Västra Götaland, Halland och Skåne län.

Williams, R., Wright, A.J., Ashe, E., Blight, L.K., Bruintjes, R., Canessa, R., Clark, C.W., Cullis-Suzuki, S., Dakin, D.T., Erbe, C., Hammond, P.S., Merchant, N.D., O'Hara, P.D., Purser, J., Radford, A.N., Simpson, S.D., Thomas, L., Wale, M.A. 2015. Impacts of anthropogenic noise on marine life: publication patterns, new discoveries, and future directions in research and management. *Ocean & Coastal Management* 115, 17–24.

Wisniewska D.M., Johnson M., Teilmann J., Siebert U., Galatius A., Dietz R. & Madsen P.T. 2018. High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proc. R. Soc. B* 285: 20172314. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.2314>.

Wuebben, J.L., Brown, W.M. & Zabilansky, L.J. 1984. *Analysis of Physical Effects of Commercial Vessel Passage through the Great Lakes Connecting Channels*. CRREL, New Hampshire.

