



Ekologisk design som metod för anpassning av konstruktioner i kustvatten



En kunskapsöversikt



Ekologisk design som metod för anpassning av konstruktioner i kustvatten

En kunskapsöversikt

Birgit Koehler, Lena Bergström och Marcus C. Öhman, Institutionen för akvatiska resurser (SLU Aqua)

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

© HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2026-03-09, diarienummer 2025-002203

ISBN: 978-91-89982-22-2. Omslagsfoto: Joel Lindholm och Magnus Hanstén, "anordning för att testa hur olika typer av ytstruktur påverkar kolonisering av arter". Projekt Björkskär.

Havs- och vattenmyndigheten | Box 11 930 | 404 39 Göteborg | www.havochvatten.se

Förord

Människan har en lång historia av att påverka kust och hav, sjöar och vattendrag. Stora delar av världens kuster är idag modifierade på grund av konstruktioner i vattenmiljön.

Sverige har en något bättre situation, bland annat tack vare att landet har en av de längsta strandlinjerna i Europa, ett historiskt starkt strandskydd och riksintressen utpekade för oexploaterad kust. Men byggnationer i vattenmiljön, och byggande i vatten, har också en lång tradition i Sverige. Den statistik som tagits fram för kustvattenmiljön visar på en ökad exploatering, särskilt inom vissa kustområden (HaV rapport 2025:15, bilagorna D1-D5)¹.

Med ett ökat byggande i havsmiljön ökar också potentialen att lindra exploateringens effekter med hjälp av så kallad ekologisk design (på engelska *ecological engineering*). Föreliggande kunskapsöversikt visar på olika möjligheter till, och erfarenheter av, att minska de konstruerade artificiella miljöernas negativa inverkan på biologisk mångfald genom ekologisk design i samband med byggnation.

Rapporten har tagits fram av SLU Aqua på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Uppdraget utgör en del av regeringsuppdraget (2024-2026) till HaV om att stärka akvatisk restaurering. Projektledare har för Havs- och vattenmyndighetens del varit Ingemar Andersson och Fredrik Nordwall.

Vi hoppas att rapporten ska tjäna som underlag för fortsatta försök med ekologisk design av konstruktioner i den akvatiska miljön och även inspirera till ytterligare kunskapsuppbyggnad på området.

Göteborg, mars 2026

Niclas Törnell

Chef för avdelningen för vattenresursförvaltning

¹ <https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/rapporter-och-andra-publikationer/publikationer/2025-10-27-fysisk-paverkan-i-svenska-kustvatten.html>

Sammanfattning

Människan har en lång historia av att påverka kust och hav. Stora delar av världens kuster är idag modifierade på grund av konstruktioner i vattenmiljön. Utvecklingen förväntas intensifieras med ökade behov av infrastruktur för boende, transporter och energiproduktion, liksom av kustskydd till följd av klimatförändringar. Alla typer av strukturer som introduceras i vattenmiljön kan påverka det akvatiska livet genom att naturliga miljöer förloras och förändras. Även hydrodynamiska förhållanden och biogeokemiska processer kan påverkas.

Artificiella strukturer som placeras i vattenmiljön ger upphov till en ny typ av livsmiljö som inte utgör en fullvärdig motsvarighet till naturliga livsmiljöer. Under vissa förhållanden kan de förändringar som uppstår dock uppfattas som positiva av människan. Hårda strukturer som introduceras skapar ytor som organismer kan fästa sig på, och fiskar kan lockas till området. Dessa processer ger upphov till vad som kallas en artificiell reveffekt, vilken lokalt kan leda till mer och fler arter. Det är vanligt att den artsammansättning som uppstår kring de artificiella strukturerna skiljer sig åt från naturliga miljöer i dess närhet, då strukturen och livsmiljön är annorlunda. Det samma gäller även effekter på andra ekologiska egenskaper som till exempel biologisk mångfald, spridningsförhållanden och ekosystemets funktion. Om den artificiella strukturen är mer likartad en naturlig livsmiljö är sannolikheten större att även det koloniserande växt- och djursamhället utvecklas till att mer likna det i en naturlig livsmiljö.

Med en ökad byggnation i vattenmiljön ökar behovet av, och intresset för, att kunna påverka konstruktionernas ekologiska effekter med hjälp av ekologisk design (på engelska *ecological engineering*). Ett vanligt sätt är att öka ytornas strukturella komplexitet, till exempel genom att skapa mellanrum, hål och varierande ytstrukturer. Artrikedomen är ofta högre vid sådana ekologiskt designade strukturer än vid konstruktioner av traditionell design, som är mer homogena med släta ytor. Ytorna kan även utformas för att särskilt främja önskvärda arter, till exempel genom att anpassa deras dimensionering och komplexitet till specifika arters behov. Ett annat sätt är att aktivt tillföra de önskvärda arterna i ett tidigt skede. Det kan vara särskilt intressant att gynna habitatformande arter, såsom musslor och makroalger, vilka i sig kan bidra ytterligare till att skapa en mer varierad livsmiljö. Ett övergripande mål är att minska de artificiella miljöernas negativa påverkan på den biologiska mångfalden, vilket även innebär att förebygga eller motverka etablering av icke önskvärda arter.

Vid konstruktion i vattenmiljön är det viktigt att följa upp hur olika arter påverkas och hur de samspelar med de tillförda strukturerna. Att öka förståelsen av hur olika utformningar påverkar akvatiskt liv är viktigt för att kunna vidareutveckla ekologisk design som metod för att minimera förluster av biologisk mångfald. De kan potentiellt även stärka vissa ekosystemtjänster. Antalet tillgängliga studier har ökat under de senaste åren, men det finns fortfarande många kunskapsluckor kring effekten av olika lösningar. Jämförelsevis få studier är direkt applicerbara på svenska förhållanden. En generell brist är att artificiella strukturer ofta jämförs med närliggande områden i stället för att beakta hur det påverkade området såg ut innan ingreppet. Det finns även ett särskilt behov av att långtidsstudier och att bättre förstå storskaliga effekter av ökat byggande i vatten.

Summary

Humans have a long history of influencing coastal and marine landscapes. Large parts of the world's coastline have been modified due to constructions. This development is expected to intensify with increased needs for infrastructure for housing, transport and energy production, as well as coastal protection from the effects of climate change. All types of structures introduced into the aquatic environment can affect aquatic life by causing the loss and alteration of natural environments. Hydrodynamic conditions and biogeochemical processes can also be affected.

Artificial structures that are placed in the aquatic environment create a new type of habitat that may resemble, but are not full equivalents, to natural habitats. Under certain conditions, their effects can be perceived as positive by humans. The introduced hard structures create surfaces to which organisms can attach themselves, and fish can be attracted to the area. These processes give rise to what is known as an artificial reef effect, which can locally lead to more species. It is common for the species composition that arises around artificial structures to differ from natural environments in their vicinity, as the structure and habitat are different. The same applies to effects on other ecological characteristics such as biodiversity, dispersal conditions and ecosystem function. If the artificial structure is more similar to a natural habitat, there is a greater chance that the colonising plant and animal communities will also develop to resemble those in a natural habitat.

With increased building in the aquatic environment, there is a growing need and to be able to influence the ecological effects using ecological engineering. A common method is to increase the structural complexity of surfaces, for example by providing gaps, holes and varying surface structures. Species richness is often higher in such ecologically designed structures than in structures with traditional design, which are more homogeneous with smooth surfaces. Surfaces can also be designed to promote specific species, for example by adapting their dimensions and complexity to their needs. Another way is to actively seed in the desired species at an early stage. It may be particularly interesting to promote habitat-forming species, such as mussels and macroalgae, which in themselves can further contribute to creating a more varied habitat. An overall goal is to reduce the negative impact of artificial environments on biodiversity, which also means preventing or counteracting the establishment of undesirable species.

For all constructions in the aquatic environment, it is essential to follow up on how biodiversity is affected and how species interact with the added structures. Increasing our understanding of how ecological designs affect aquatic life is important for further developing them as a method for counteracting biodiversity loss. They can also potentially strengthen certain ecosystem services.

The number of available studies evaluating ecological designs has increased in recent years, but there are still many knowledge gaps. Comparatively few studies internationally are directly applicable to Swedish conditions. A general shortcoming is that artificial structures are often compared with nearby areas instead of considering what the built area looked like before the intervention. There is also a particular need for long-term studies and a better understanding of the large-scale effects of increased building in water.

Innehåll

1	Introduktion.....	9
2	Material och metoder	11
3	Resultat	11
	3.1 Ekologiska effekter av artificiella strukturer	11
	3.2 Vanliga metoder inom ekologisk design	13
	3.3 Studier av hur artificiella strukturer påverkar akvatiskt liv	15
	3.3.1 Exempel från individuella studier.....	15
	3.3.2 Metaanalyser	19
	3.4 Studier av hur ekologisk design kan påverka biologisk mångfald.....	20
	3.4.1 Exempel från individuella studier.....	20
	3.4.2 Metaanalyser	26
4	Sammanfattande diskussion.....	28
	4.1 Generella mönster utifrån den granskade litteraturen	28
	4.2 Begränsningar och möjligheter för ekologisk design att främja biologisk mångfald i akvatiska ekosystem.....	29
	4.3 Kunskapsluckor.....	30
	4.4 Aktuella utvecklingsriktningar	31
5	Referenser.....	32

1 Introduktion

Människan har byggt strukturer i hav och i kustmiljöer sedan långt tillbaka i tiden, och under de senaste decennierna har byggtakten ökat markant (Bohnsack and Sutherland 1985, Baine 2001, Jensen 2002, Otake 2020, Ramm et al 2021, Paxton m.fl. 2025). Konstruktioner i vatten kan påverka det akvatiska livet genom att förändra naturliga livsmiljöer och därmed livsvillkoren för akvatiska organismer. Det här kan ge upphov till förändringar i det lokala ekosystemet och omgivande vatten (Firth m.fl. 2016, Bishop m.fl. 2017, Macura m.fl. 2019, Vozzo m.fl. 2021, Paxton m.fl. 2025).

Strukturer tillförs vanligen vattenmiljöer för specifika syften, som att ändra vattenflöden eller vågmönster, eller underlätta mänskliga aktiviteter (Ramm m.fl. 2021). Artificiella strukturer kan dock även tillföras oavsiktligt, till exempel vid skeppsbrott (Consoli m.fl. 2015, Sreekanth et al 2019, Paxton m.fl. 2024). I många delar av världen har mer än hälften, och i en del områden upp till 90%, av den naturliga kustlinjen ersatts av artificiella strukturer (Browne och Chapman 2011, Ido och Shimrit 2015, Firth m.fl. 2016, Burt och Bartholomew 2019) (Figur 1).



Figur 1 Exempel på en traditionell strandskoning för kustskydd, med slät yta utan ekologisk design. Från Schonees m.fl. 2014.

Vanligt förekommande konstruktioner är vågbrytare för att skydda hamnar eller minska risken för översvämningar och kusterosion (Franzén m.fl. 2021, Žilinskas m.fl. 2025). För att skydda kustlinjen byggs ofta betongstrukturer som reflekterar vågenergin tillbaka mot havet (strandskoning; Kirkgöz 1995, Rajasekaran m.fl. 2010). Vågbrytare och strandskoningar kommer sannolikt att öka som en följd av att klimatförändringar ger upphov till stigande havsnivåer, och ökad risk för extremväder (Burcharth m.fl. 2014, Foti m.fl. 2020). Andra vanligt förekommande strukturer i vattenmiljön är hamnar, pirar och bryggor, liksom infrastruktur för energiproduktion, till exempel plattformar för olja och gas, vindkraftverk, samt sjökablar och rörledningar (Ido and Shimrit 2015, Bishop m.fl. 2017, Strain m.fl. 2018, Burt and Bartholomew 2019). Även fiskodlingar ger upphov till nya strukturer (Dempster m.fl. 2009, Wang m.fl. 2014). Till artificiella strukturer

räknas också anläggningar som används för att öka fiskfångster (Tessier m.fl. 2014, Blount m.fl. 2021, Al Kindi m.fl. 2025) eller gynna dykturism (Stolk m.fl. 2005, Shani m.fl. 2012), samt vrak (Consoli m.fl. 2015, Sreekanth et al 2019).

Traditionellt har konstruktioner i vattenmiljön utformats för deras specifika syften, utan att beakta deras ekologiska påverkan (Moschella m.fl. 2005). Beroende på material och design kan strukturerna dock påverka den lokala biologiska mångfalden på olika sätt. Användningen av släta ytor är ofta ogynnsamt för biologisk rekrytering. Vissa material kan därtill vara miljöfarliga i sig. Portland-betong är exempel på ett ofta använt material som innehåller ämnen som kan vara störande för akvatiskt liv. Även strukturernas orientering kan inverka. Till exempel försvårar släta vertikala strukturer koloniseringen för ett flertal arter (sammanställt från Dafforn m.fl. 2015, Ido och Shimrit 2015, Firth m.fl. 2016, Bishop m.fl. 2017, Burt och Bartholomew 2019). En generell risk med konstruktioner i vattenmiljön är att det utvecklas organismsamhällen som inte är ekologiskt önskvärda, till exempel att det blir lägre biologisk mångfald eller att främmande arter etablerar sig.

Exempel på en sekundär effekt av artificiella strukturer är förändrade ljusförhållanden, eftersom till exempel broar och hamnar ofta är belysta nattetid (Komyakova m.fl. 2022). Sådana "ljusföroreningar" kan påverka biologiska processer och organismers beteende (Marangoni m.fl. 2022, Ferretti m.fl. 2025), till exempel dygnsvisa vertikala migrationer, fysiologiska processer, och trofiska interaktioner som predation (Berge m.fl. 2020, Maggi m.fl. 2019, Bassi m.fl. 2021). Hur olika arter reagerar på ljus varierar. Vissa arter attraheras av ljus, andra undviker det och en del är oberörda (Marangoni m.fl. 2022). Ljus kan användas för att locka till sig fisk till en viss struktur (Munday m.fl. 1998) och på motsatt sätt kan avskärmning användas för att fisk inte ska söka sig till en struktur (Marchesan m.fl. 2005). Även ljusförhållanden under dagtid kan påverkas genom skuggning vilket lokalt också kan påverka temperaturen (Sawyer m.fl. 2020, Trethewy m.fl. 2023).

Med ökade insikter om att konstruktioner i vattnet kan påverka marint liv ökar även behovet av kunskap för att kunna minska påverkan och eventuellt även reglera deras effekter i en önskvärd riktning. Inom ekologisk design, på engelska *ecological engineering* (Pioch m.fl. 2018, Paxton m.fl. 2025), kombineras teknisk och ekologisk kunskap för att främja en önskvärd utveckling av det akvatiska livet i samband med konstruktioner i vattenmiljön (Browne och Chapman 2011, Dafforn m.fl. 2015, Firth m.fl. 2016, Vozzo m.fl. 2021). Anpassningar kan till exempel göras för att gynna vissa ekologiska funktioner eller underlätta för arter som tillhandahåller vissa ekosystemtjänster (Vozzo m.fl. 2021). Utöver ekologisk design av nya strukturer går det även att förbättra eller anpassa befintliga strukturer (Strain m.fl. 2018, Schoonees m.fl. 2019, Paxton m.fl. 2025).

I den här rapport användes en systematisk vetenskaplig litteraturoversikt för att sammanfatta det befintliga kunskapsläget i forskningen om effekter av artificiella strukturer på akvatiskt liv, med fokus på kunskap om potentialen för ekologisk design. Översikten beaktar både studier av artificiella strukturer i allmänhet och strukturer med ekologiska anpassningar. I rapporten ges exempel från dessa studier om hur marint liv och den biologiska mångfalden kan påverkas av olika typer av strukturer och designer. Även om rapportens inriktning är akvatiska ekosystem i allmänhet, är de flesta av de identifierade empiriska studierna från kustmiljöer, vilket även är de akvatiska miljöer där förekomsten av undervattenskonstruktioner är mest omfattande.

2 Material och metoder

Kunskapsöversikten inriktade sig i huvudsak på vetenskapliga publikationer och baserades på en systematisk sökning i litteraturportalen *Web of Science*. Som sökord användes initialt relativt breda termer, och dessa förfinades sedan för att identifiera publikationer av mer specifikt intresse för rapportens syfte. Sökningen genomfördes i september 2024. För att fokusera på artificiella reveffekter och ekologisk design i akvatiska ekosystem användes sökkommandot ("artificial reef" NOT "coral*") OR ("nature inclusive design" AND aquatic NOT "coral*") OR ("coastal greening" NOT "coral*") AND ("biodivers*"). Sökresultaten förändrades inte när "ecological engineering" lades till. Därefter valdes de artiklar som publicerats på engelska under det senaste decenniet (2014–2024).

Totalt erhöles genom sökningen ett urval på 1 246 artiklar. Artiklarna sorterades utifrån "relevans" i *Web of Science*, vilket bland annat baserades på antal citeringar. De 250 artiklar som sorterades främst granskades närmare för att bedöma undersöka deras värde för kunskapssammanställningen. Eftersom urvalet delvis baserades på citeringar kan tillvägagångssättet innebära att nyare publikationer, som inte ännu hunnit fått så många citeringar, får relativt lägre synlighet. Som komplement inkluderades även ytterligare publikationer i samband med läsning och analys, baserat på refereringar i de ursprungliga publikationerna och för att tillföra artiklar som publicerats efter den ursprungliga sökningen. För studier från Sverige och Finland beaktades även mer specifik grå litteratur och information som webbsidor.

3 Resultat

3.1 Ekologiska effekter av artificiella strukturer

Konstruktioner i akvatiska ekosystem kan påverka artsammansättningen och den lokala biologiska mångfalden, genom att den naturliga livsmiljön förändras. Det är vanligt att dessa artificiella strukturer får en funktion som kan liknas vid ett naturligt rev, med organismer som fäster vid strukturen och en mobil fauna med fisk och skaldjur i anslutningen till den (Figur 2). Ett flertal egenskaper hos artificiella strukturer kan bidra till att påverka artsammansättningen och den biologiska mångfalden. En viktig faktor är att om strukturen har en högre strukturell komplexitet än omgivningen. Detta kan till exempel leda till en ökad lokal förekomst eller artrikedom av fisk, vilket har visat sig i ett flertal studier i såväl naturliga miljöer (Öhman och Rajasuriya 1998, Gullström m.fl. 2008, Ferrari m.fl. 2018, Santoso m.fl. 2022) som artificiella miljöer (Charbonnel m.fl. 2002, Hunter och Sayer 2009, Claisse m.fl. 2014, Cardoso m.fl. 2020, Kraufvelin m.fl. 2023).

En högre strukturell komplexitet kan åstadkommas till exempel med variationer i höjd och sidled, delar som sticker ut eller förekomsten av håligheter (Kellison m.fl. 1998). Utöver de strukturella faktorerna kan dock även aspekter som konstruktionens geografiska lokalisering och storlek, liksom säsongsvariation, påverka den observerade artsammansättningen. Artificiella strukturer som placeras närmare naturliga rev utvecklar generellt mer platstypiska växt- och djursamhällen jämfört med strukturer som ligger längre bort. Större strukturer kan vara lättare att upptäcka för

mobil fauna och kan hålla en större mängd av till exempel fisk än mindre strukturer. Tidpunkten för när en organism finner en struktur är också en faktor som kan påverka hur en successionen av arter som koloniserar strukturen utvecklas. Eftersom organismsamhället förändras över tid beror effekten även på hur länge strukturen har funnits i vattnet (Reubens m.fl. 2014, Komyakova m.fl. 2019, Cardoso m.fl. 2020). Större ansamlingar av organismer kan i högre grad även locka till sig ytterligare arter, som predatorer (Paxton m.fl. 2020).



Figur 2 Ett skeppsvrak som har gett upphov till en artificiell reveffekt (<https://i.ytimg.com/vi/gDOTj2cHk-I/maxresdefault.jpg>).

Att tillföra artificiella strukturer innebär dock även att naturliga livsmiljöer försvinner (Perkins m.fl. 2015, Bishop m.fl. 2017, Macura m.fl. 2019, Suedel m.fl. 2022, Paxton m.fl. 2025).

Sammansättningen av arter som utvecklas vid de nya konstruktionerna skiljer sig dessutom ofta åt jämfört med naturliga miljöer (Seitz m.fl. 2014). Skillnader mellan artificiella strukturer och naturliga miljöer kan bli särskilt tydligt när de införs i kuststräckor präglade av mjuka bottenar och flacka kuststräckor (Moschella m.fl. 2005, Perkins m.fl. 2015, Bishop m.fl. 2017). Om den artificiellt tillförda strukturen har egenskaper som liknar naturligt förekommande förhållanden finns det dock även exempel på att den lokala artsammansättningen kan gynnas. Ett svenskt exempel är hummerreven utanför Göteborg (Egriell m.fl. 2007, Kraufvelin m.fl. 2023, dessa omnämns mer längre ner i rapporten).

Trots att påverkan ofta observeras lokalt, så kan den även sträcka sig till områden bortom de artificiella strukturerna genom att dessa kan ge ökad möjlighet till spridning av vissa arter (konnektivitet). Men beroende på deras utformning och lokalisering kan strukturerna även skapa barriärer för migration av arter, fragmentering av livsmiljöer eller förändrade hydrodynamiska förhållanden (Moschella m.fl. 2005, Perkins m.fl. 2015, Bishop m.fl. 2017, Sawyer m.fl. 2020, Berkström m.fl. 2019, 2024, Marangoni m.fl. 2022, Ferretti m.fl. 2025).

Vid bedömningar av hur artificiella strukturer kan påverka akvatiskt liv uttrycker man sig ofta i termer av "positiva" eller "negativa" effekter. Det är dock inte en generellt gångbar term att bedöma deras effekter på biologisk mångfald som antingen positiv eller negativ (Paxton m.fl. 2025). Bedömningen är i stället beroende av samhällets värderingar och aktuella förvaltningsmål för lokalen (Moschella m.fl. 2005). Om målet till exempel är att gynna specifika arter vid en artificiell struktur genom ekologisk design, och detta uppnås, kan bedömningen vara att det är ett positivt resultat. En storskalig utbyggnad av konstruktioner och artificiella strukturer i vattenmiljön

kan dock ge upphov till en generellt minskad biologisk mångfald som inte fullständigt kan kompenseras (Paxton m.fl. 2025).

3.2 Vanliga metoder inom ekologisk design

Hur och varför vissa akvatiska organismer återfinns på vissa strukturer men inte på andra beror på många faktorer. Organismer söker sig normalt till strukturer som motsvarar deras krav på livsmiljö, så som behov av skydd, föda eller förutsättningar för reproduktion (Glarou et al 2020). För att en viss sammansättning av arter ska ha förutsättningar att utvecklas på en struktur bör därmed deras krav tillgodoses. Att efterlikna den strukturella komplexiteten hos naturliga strukturer är ofta en framgångsrik strategi för att främja biologisk mångfald på artificiella substrat (Vivier m.fl. 2021). Generellt erbjuder komplexa strukturer en större habitatvariation som kan gynna den biologiska mångfalden i högre grad än släta och jämna substrat (Charbonnel m.fl. 2002, Hunter och Sayer 2009, Claisse m.fl. 2014, Lemoine m.fl. 2019, Cardoso m.fl. 2020).

En högre strukturell variation kan till exempel uppnås genom att lägga till håligheter och utskjutande hårda eller mjuka strukturer för att variera material och ytor (Figur 3), eller genom att blanda olika typer av material för att ta fram en kombination av mjukare och hårdare ytor. Dessa metoder kan även tillämpas vid användning av naturliga material. Ett enkelt sätt kan vara att använda stenar av olika storlekar (Perkins m.fl. 2015, Schoonees m.fl. 2019). Vissa bergarter vittrar snabbare än andra och genom att kombinera dessa kan jämnheten av ytan ändras över tid. Att skapa artificiella hållkar, det vill säga strukturer med vattenhållande funktion, kan också vara ett effektivt sätt att öka den biologiska mångfalden i tidvatten- eller skvalpzonen (Perkins m.fl. 2015, Firth m.fl. 2016, Burt och Bartholomew 2019, Schoonees m.fl. 2019).



Figur 3 Exempel på externa strukturer som lagts till på en strandskoning för att uppnå ekologisk förbättring genom mer komplex struktur. Bilderna är från Sydney hamn (vänster bild: fotograf Maria Vozzo; höger bild: fotograf Alex Goat). Samma typ av strukturer har också installerats i Sverige, i Oceanhamnen i Helsingborg (Swift 2024).

Konstruktionerna kan även anpassas genom att ändra lutningen. En lutande yta kan mildra den förlust av livsmiljöer som kan uppstå för ett flertal arter när vertikala strukturer införs (Schoonees m.fl. 2019). Ett sätt att gynna kolonisering av arter i önskvärd kan även vara att modifiera området i närheten av strukturerna.

Vidare så kan effekten av ekologisk design förbättras genom att införa dem i fas med rekryteringsperioderna för de arter som man önskar att ska gynnas (Perkins m.fl. 2015). Ett annat

sätt kan vara att aktivt introducera önskvärda arter, till exempel blåmusslor, vilka i sin tur kan gynna etableringen av andra arter. Även fertila individer eller förökningskroppar av alger från områden i närheten kan läggas till för att främja dessa arter på den nya ytan (Browne och Chapman 2011, Perkins m.fl. 2015, Firth m.fl. 2016, Sherrard m.fl. 2016, Strain m.fl. 2018, Burt och Bartholomew 2019, Schoonees m.fl. 2019). Studier har även visat att en mer naturliknande effekt skulle kunna uppnås genom att använda material som varit nedsänkta i vatten en tid innan de används på avsedd plats, då detta kan underlätta en snabbare kolonisering av organismer (Perkins m.fl. 2015). Att minska störningsfaktorer som att undvika onödig belysning på konstruktionerna, eller anpassa ljusets, riktning, intensitet eller färg för att minska dess påverkan på organismer kan också vara lämpligt (Zapata m.fl. 2019, Bassi m.fl. 2021, Marangoni m.fl. 2022, Ferretti m.fl. 2025). Externa faktorer kan dock påverka slutresultatet i hög grad, till exempel det lokala betnings- eller predationstrycket eller undermålig vattenkvalitet (Strain m.fl. 2018).

Ytterligare ett sätt att verka för en önskvärd utveckling i bebyggda undervattensmiljöer är vad som beskrivs som mjuk design (på engelska *soft engineering*) vilket innebär ett mer dynamiskt förhållningssätt. Det syftar till att bibehålla en mer naturlig dynamik och motverka att en kustlinje främst består av hårda heltäckande artificiella strukturer. Ett exempel på mjuk design är att, i stället för konstruktionslösningar, införa växter för att stabilera sanddyner. Ett annat sätt är att modifiera kuststrukturer för att möjliggöra kontrollerad reglering av vattenöversvämning, genom att konstruera rännor eller göra anpassningar så att en viss vattenmängd kan passera runt, genom eller över strukturen samtidigt som den är utformad för att absorbera vågenergi (Dafforn m.fl. 2015, Perkins m.fl. 2015, Evans m.fl. 2017, Burt och Bartholomew 2019, Suedel m.fl. 2022). Mjuk design möjliggör därmed en mer levande strandlinje där till exempel växter, sand, grova träbitar eller musselrev kan integreras i konstruktionen (Figur 4).



Figur 4 Exempel på en levande strandlinje för naturlig erosionskontroll genom användning av växter och av sten, samtidigt som naturliga kustprocesserna bibehålls. Från: Living shoreline project, Pine Knoll Shores, North Carolina. Fotograf: Rachel Bisesi/North Carolina Coastal Federation. <https://www.fisheries.noaa.gov/insight/understanding-living-shorelines>.

Mjuk design kan ge flera fördelar i form av att mer naturnära livsmiljöer bildas och att önskvärda ekosystemfunktioner utvecklas. En utmaning är att oönskade ekologiska konsekvenser kan

uppstå om den inte hanteras ändamålsenligt, så att till exempel att sand flyttar på sig eller att områden med inplanterade växter utvecklar sig i en icke önskvärd riktning (Erdle m.fl. 2006, Komyakova m.fl. 2021, Suedel m.fl. 2022). Att skydda existerande livsmiljöer som kan fungera som skydd mot erosion och översvämning, till exempel kustnära våtmarker och sjögräsängar, kan i många fall vara en mer ekologiskt hållbar mjuk design jämfört med artificiella lösningar (Dafforn m.fl. 2015).

3.3 Studier av hur artificiella strukturer påverkar akvatiskt liv

3.3.1 Exempel från individuella studier

Det är vanligt att fisk och andra organismer ansamlas i högre täthet nära artificiella strukturer, även om effekten kan variera beroende på vilka organismer som förekommer naturligt i området. Artificiella rev används ofta som ett sätt att locka till sig fisk och andra organismer och därmed öka fiskfångster eller rekreativvärden (Bohnsack 1989, Powers et al 2003, Öhman 2006, Hunter and Sayer 2009, Hylkema et al 2020, Vivier m.fl. 2021, Kraufvelin m.fl. 2023).

Det organismsamhälle som uppstår vid artificiella strukturer skiljer sig dock vanligen från de naturliga revmiljöerna i närområdet. I ett exempel från Southern California Bight var antalet fiskarter jämförbart mellan naturliga och artificiella rev, men artsammansättningen var olika. De artificiella reven hade även högre fisktäthet och biomassa än de naturliga, vilket kopplades ihop med en större strukturell komplexitet (Granneman och Steele 2015). I närheten av Sydney i Australien konstaterades antalet fiskar öka inom en 30-metersradie runt en artificiell stålstruktur i havet. Även i denna studie var artsammansättningen vid strukturen olika den vid ett närliggande naturligt rev (Scott m.fl. 2015, Becker m.fl. 2017). I ett mjukbottenområde i nordvästra Adriatiska havet var artrikedomen och mängden fisk högre i områden med bryggor och vågbrytare, särskilt rev-associerade fiskarter (Cenci m.fl. 2011).

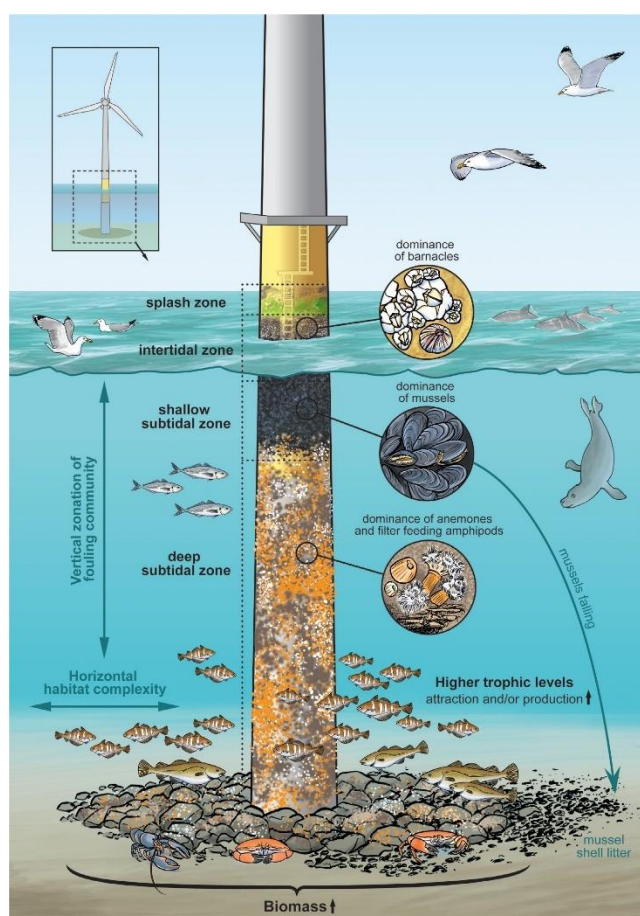
I ett annat exempel var förekomsten av främmande arter av sjöpungar (manteldjur som sitter fast på botten och lever på att filtrera vattnet) två till tre gånger högre vid strukturer byggda i kustområden med mjuk botten, än vid naturliga hårda strukturer eller strukturer i kustområden med naturlig förekomst av hårda substrat. Lokala arter av sjöpunng var dubbelt så vanliga vid naturliga strukturer än vid närliggande artificiella strukturer eller artificiella strukturer i mjukbottenområden (Airoidi m.fl. 2015). Utöver själva strukturen kan andra ekologiska faktorer påverka utfallet, som till exempel konkurrens och predation. Predation var till exempel en viktig faktor för att reglera bottenlevande organismer i en småbåtshamn (Oricchio m.fl. 2016).

Fisk kan uppehålla sig olika vid artificiella rev beroende på tid på dygnet. I kustområden i Portugal använde till exempel svartstjärtad havsruda (*Diplodus sargus*) artificiella rev mindre nattetid än dagtid och man såg en skillnad i hur området användes jämfört med naturliga rev. Skillnaden bedömdes bero på att de artificiella reven hade lägre strukturell komplexitet, vilket erbjöd färre refugier under natten (Abecasis m.fl. 2013). I samma område noterades även skillnader mellan naturliga och artificiella rev i den bottenlevande faunan (Carvalho m.fl. 2013).

I Port Phillip Bay i Australien visade en jämförelse av olika typer av rev dubbelt så många fiskarter vid specialdesignade artificiella rev jämfört med så kallade "fish balls" (som är en typ av

artificiell standarddesign) och naturliga rev i samma område. Fisksamhällena på de designade reven observerades bli mer lika dem på de naturliga reven över tid (Komyakova m.fl. 2019).

Utöver strukturens komplexitet och material kan dess lutning och dimensionering också påverka vilka fiskar som ansamlas. Vissa fiskarter föredrar vertikala strukturer framför mer horisontella formationer. Studier i ett tempererat revsystem i New South Wales (Australien) påvisade relativt fler arter och mer fisk både vid naturliga klippväggar och artificiella vertikala väggar av betong och metall. Man såg dock även att artrikedom och förekomst ökade med väggens längd och höjd, och eftersom de naturliga och artificiella väggarna hade olika dimensioner kan detta ha påverkat jämförelsen (Davis och Smith 2017).



Figur 5 Illustration av en artificiell reveffekt vid fundamentet för ett havsbaserat vindkraftverk. Från Degraer m.fl. (2020).

Vertikala strukturer i havet blir allt vanligare i samband med utvecklingen av havsbaserad energi, i synnerhet vindkraftverk. Bottensatta vindkraftverk står på fundament som når genom hela vattenpelaren, vilket innebär att de påverkar livsmiljön både för arter nära botten och i öppet vatten, men även vid lösningar med flytande fundament är stora delar av strukturen under vatten. Fundamenten av monopile-typ liknar ett stort stålrör med slät yta (Kallehave m.fl. 2015, Arshad och O'Kelly 2016, Sanchez m.fl. 2019). En annan typ är jacketfundament, som har en fackverksstruktur, vilket genererar en högre strukturell komplexitet. Gravitationsfundament, som används främst i relativt grunda områden, är massiva konstruktioner som hålls på plats av sin egen vikt och kan ha något grövre ytegenskaper jämfört med de andra typerna. Oavsett typ av

fundament kan det uppstå en reveffekt runt vindkraftverk med en ökad mängd fisk och andra organismer (Andersson och Öhman 2010, Bergström m.fl. 2013, 2022, Causon och Gill 2018, Öhman 2023). Effektens omfattning kan dock variera, och innebära en mindre eller ingen reveffekt alls i vissa fall (Gill m.fl. 2025). Utöver själva fundamentet används ofta erosionsskydd på botten runt fundamenten, vilket ytterligare kan bidra till reveffekten (Glarou m.fl. 2020; Figur 5).

Utvinning av olja och gas i havet leder också till artificiella strukturer i havsmiljön, som kan ge upphov till mycket hög lokal förekomst av fisk (Claisse m.fl. 2014), inklusive kommersiella fiskarter (Ajemian m.fl. 2015b). Sådana strukturer förekommer i flera havsområden. Längs den nordvästra kontinentalsockeln av Mexikanska Golfen har tusentals olje- och gasplattformar dominerat livsmiljön i flera decennier (Ajemian m.fl. 2015). Tillsammans med andra artificiella strukturer (till exempel bropelare och vrak) har området kallats "det största artificiella revkomplexet i världen" (Ajemian m.fl. 2015a).

Även rörledningar på havsbotten kan fungera som artificiella rev. I en studie i nordvästra Australien noterades mer fisk, inklusive kommersiellt viktiga arter, runt rörledningarna. Ökade mängder fisk observerades särskilt i områden där sprickor fanns under rörledningen, vilket tolkades som en effekt av strukturell variation (Bond m.fl. 2018).

Mot bakgrund av att artificiella reveffekter utvecklas runt havsbaserade strukturer, som olje- och gasplattformar och havsbaserade vindkraftverk, förekommer diskussioner om ifall sådana strukturer bör behållas eller tas bort efter att de har tjänat ut sitt syfte (Chandler m.fl. 2017, Van Elden m.fl. 2019). Ett exempel där man behållit strukturer är "Rigs-to-Reefs" programmet i Mexikanska Golfen där myndigheterna valt att låta behålla plattformar till havs med hänvisning till att bevara reveffekten. Vanligtvis tas den övre delen av plattformen bort, men de nedre delarna som ligger under vatten lämnas kvar. År 2012 hade cirka 420 avvecklade oljeplattformar behållits som artificiella rev (Ajemian m.fl. 2015). För havsbaserade vindkraftverk finns ännu ingen etablerad praxis och frågan är föremål för diskussion.

Hamnar bidrar i hög grad till artificiella konstruktioner i vattenmiljön. I Sydney Hamn i Australien utfördes studier av fastsittande fauna på olika typer av artificiella konstruktioner i tidvattenzonen, vilka tydligt visade att effekterna för lokala och främmande arter kan variera. Antalet inhemska fastsittande arter var högst på naturliga vertikala rev-strukturer, som främst representerades av naturlig sandsten, följt av artificiella sandstensväggar där även främmande arter förekom. På vertikala ytor av betong och trä påträffades fler främmande än inhemska arter (Glasby m.fl. 2007).

De första större artificiella rev som installerats i Sverige var Vingareven i Göteborgs skärgård, även kallade hummerreven (Egriell m.fl. 2007). Dessa består av sju långsmala högar av sprängsten och installerades på ler- och sandbotten på 20–40 meters djup år 2003. Syftet med reven var att förstärka livsmiljön för fiskar och kräftdjur, som en kompensationsåtgärd för miljöpåverkan i samband med arbete för att utveckla farleden in till Göteborgs hamn. Initialt inrättades även fiskeförbud runt reven. En inledande uppföljning genomfördes fram till år 2007 rapporterade att olika arter fisk och kräftdjur hade attraherades till reven, att olika arter fisk och kräftdjur visade högre täthet vid reven än i omgivande områden (till exempel torsk och hummer), att torsk vid reven var större än i referensområden, och att eremitkräftor och små krabbarter hade minskad vid reven. Antalet hårbottenarter hade ökat och liknade det som fanns vid naturliga hårda substrat i området. På vissa delar av reven var sedimentationen kraftig, och det fanns

indikationer att syrebrist kunde uppstå (Egriell m.fl. 2007). Baserade på förekomsten och storleksfördelningen av hummer konstaterade en senare studie att hummerns äggproduktion sannolikt hade ökat till det dubbla inom fem år och blivit tre gånger större inom tio år efter att reven installerats (Kraufvelin m.fl. 2023).

Vid 8+ fjordar i Bohuslän anlades år 2013 tre artificiella rev på mjukbotten för att förbättra livsmiljön för särskilt hummer och torsk. Reven började snabbt attrahera olika marina djur, som olika arter fisk, krabbor och ryggradslösa djur (Norlinder och Andersson 2019).

Hanö torskrev är ytterligare ett exempel från Sverige. Strukturerna återfinns på 14–18 meters djup i Hanöbukten i Östersjön, där de placerades ut åren 2023 och 2024 med det huvudsakliga målet att gynna torsk. Revet består av 35 moduler ihåliga betongblock med grov yta. Under det första året koloniserades strukturerna av blåmusslor, nässeldjur, havstulpaner, mossdjur, rödalger och grönalger. Mer detaljerade studier av effekter på torsk har inte ännu genomförts, även om preliminära resultat indikerar att förekomsten och storlek av torsk är högre än i närliggande områden (<https://fisheco.se/hano-torskrev-gjorda-i-betong-gillas-av-torsken/>) (Figur 6) (Palmer 2024).



Figur 6 Moduler i betong med "gömmställen". Dessa strukturer har lagts ut i Hanöbukten för att ge skydd och bättre förutsättningar för torsk. Bilden används med Hanö torskrev's tillstånd, <https://hanotorskrev.se/index.html>.

I Gdanskbukten i södra Östersjön gjordes en jämförande studie av lokala och främmande fastsittande arter mellan naturliga och artificiella substrat (Brzana och Janas 2025). De artificiella strukturer som studerades var betongrester från andra världskriget, vilket innebär att de var mer än 70 år gamla. Totalt identifierades 38 arter, varav nio klassificerades som främmande för Östersjön (fem kräftdjur, tre blötdjur och en havsborstmask). En av de främmande arterna påträffades enbart på de artificiella strukturerna, medan övriga åtta förekom både på naturliga och artificiella strukturer. Vissa främmande arter hade högre förekomst på de naturliga strukturerna och vissa på de artificiella strukturerna. Generellt var dock förekomsten av främmande arter högre på de naturliga än på de artificiella strukturerna. På basen av studien uppfattade författarna inga belägg för att artificiella strukturer skulle gynna främmande arter mer än naturliga strukturer (sten) på samma vattendjup. Däremot såg de att vissa typer av artificiella strukturer, till exempel sådana som sträcker sig genom hela vattenpelaren, kan skapa habitat med ovanligt stor yta och därmed erbjuda gynnsamma förhållanden för ett flertal arter där även främmande arter kan ingå. De framhöll även att artificiella strukturer i områden dominerade av mjukbotten skulle kunna utgöra en risk för spridning av vissa främmande hårbottenarter (Brzana och Janas 2025).

3.3.2 Metaanalyser

Fastsittande arter på artificiella erosionsskydd vid olika europeiska kuster

En metaanalys över studier om fastsittande organismer på erosionsskydd i kustområden i Spanien, Italien, Danmark och Storbritannien visade att de arter som var vanligast på närliggande naturliga klippkuster även ofta förekom på de artificiella strukturerna. Totalt ingick över 80 objekt i metaanalysen. Antalet arter på de artificiella strukturerna var generellt lägre än på närliggande naturliga rev (klippa). Flera arter som var vanliga på de naturliga hårda bottenarna var sällsynta på de artificiella strukturerna; i Spanien till exempel olika makroalger, i Italien påväxtalger, samt i Storbritannien tare-arter och andra makroalger, svampdjur, havsanemoner och påväxtalger (kiselalger) samt mossdjur. Vissa arter som var sällsynta på de naturliga klippkusterna var å andra sidan mer talrika på de artificiella strukturerna, till exempel ostron och musslor (Italien) och skålsnäckor (Italien och Storbritannien; Moschella m.fl. 2005). Erosionsskyddens landsida och havssida visade tydliga skillnader i artsammansättning, vilket kopplades ihop med skillnader i vågexponering och betningsintensitet. Metaanalysen visade att antalet fastsittande arter i allmänhet var högre på erosionsskydd med större yta belägen under medelvattennivån, där risken för uttorkning eller värmestress var lägre. Även störningsfrekvensen påverkade artantalet, till exempel påverkade skillnader i underhåll av erosionsskydden, så att artantalet var högre vid mindre frekventa störningar.

Resultaten visade även att åtgärder för att främja etablering av skålsnäckor, till exempel artificiella hållkar, kan vara effektiva för att minska förekomsten av oönskade arter av grönalger på erosionsskydden (Moschella m.fl. 2005). Ytterligare en faktor som påverkade de fastsittande organismerna var ytans komplexitet. På ytor med små sprickor och grova ytor (mikroskala, <1 centimeter) var havstulpaner mer vanliga. På en mellanskala (1-10 centimeter) var det genomsnittliga antalet fastsittande arter mer än dubbelt så högt på ytor med små gropar än på släta ytor, efter ett års koloniseringstid. Slutligen, på en makro-skala (0,1-1 meter) påvisade hållkar i genomsnitt dubbelt högre artantal än släta ytor. I hållkar fanns även arter som inte påträffades på erosionsskydden, till exempel olika svampdjur, nässeldjur, sjöpungr, fiskar och räkor. Antalet arter ökade med hållkarens djup men inte med deras yta. Även byggnationsmaterialet påverkade. Exempelvis förekom det färre arter på sandsäckar eller släta betongelement än på erosionsskydd av sten. Erosionsskydd av kalkrik sten, som har mer ojämna och strukturerade ytor som följd av vittring och bioerosion, visade generellt ett högre artantal (Moschella m.fl. 2005).

Effekter av erosionsskydd runt havsbaserade vindkraftverk på fisksamhällen

Som nämndes ovan tillför havsbaserad vindkraft artificiella strukturer till den akvatiska miljön. Utöver vindkraftverkets fundament är det brukligt att anlägga ett erosionsskydd runt strukturen, vilket kan förstärka en reveffekt. I en metaanalys av hur sådana erosionsskydd påverkar fisk visade Glarou m.fl. (2020) att de lokalt ökade tätheten av fisk jämfört med referensområden i hälften av de studier som undersöktes, och att artantalet ökade i knappt hälften av fallen. Vissa studier rapporterade lägre tätheter av typiska mjukbottenarter, så som plattfiskar, nära fundamenten och erosionsskydden. Torsk var en av de fiskarter som ofta observerades i större täthet runt erosionsskydden.

Effekter av strukturella habitatförändringar i tempererade kustmiljöer på fiskrekrytering

En metaanalys av hur artificiella rev kan påverka fiskrekrytering i grunda tempererade kustområden visade stor variation mellan studier, och att resultaten påverkades av faktorer som typ av struktur, deras placering, exponeringsgrad och vilka arter som studerades (Macura m.fl. 2019). Ett generellt mönster var att förekomsten av juvenil fisk ofta var högre om det växte makroalger på reven. Dessutom framkom att vattnets grumlighet kan vara en viktig faktor, där fiskrekryteringen tenderade att vara högre i klarare vatten.

3.4 Studier av hur ekologisk design kan påverka biologisk mångfald

3.4.1 Exempel från individuella studier

I litteraturen finns gott om exempel på hur ekologisk design har påverkat arter vid artificiella strukturer. I denna del ges exempel från studier där artificiella hållkar använts.

På Irlands västkust noterades att artificiella hållkar kan locka till sig arter men att graden av exponering kan påverka slutresultatet (Firth m.fl. 2016). Ett år efter att hållkaren hade inrättats fanns det fler arter och funktionella grupper i hållkar som låg mer exponerat jämfört med de som legat på den mer skyddade sidan av en fördämning. I den vertikala dimensionen noterades fler arter i hållkar som låg längre ner mot vattnet. Flertalet av de arter som noterades var typiska för området men även två främmande arter påträffades. Två år efter att hållkaren hade installerats var den funktionella diversiteten fortfarande högre i de lägre belägna hållkaren än i de som låg högre upp och som kan ha varit mer utsatta för olika yttre faktorer. Artantalet var likartat men i de lägre belägna hållkaren hittades mer sällsynta arter. Flera funktionella grupper av fauna (suspensionsätare, herbivorer och rovdjur) förekom inte i de högre belägna hållkaren, medan filamentösa alger och folieformade alger var mer vanliga där. De mindre exponerade hållkaren hade vid det laget delvis blivit fyllda med sediment så att de snarare fungerade som en lerig livsmiljö. Sammantaget bedömdes de artificiella hållkaren vara robusta även vid stormar, och en relativ prisvärd åtgärd för att öka artrikedomen (Firth m.fl. 2016; figur 7).



Figur 7 Exempel på ekologisk design med element som efterliknar hållkar, installerad i England. Fotograf Jess Bone.

Ett annat exempel kommer från Townsville i Australien där "lådor" av betong, för att efterlikna hållkar monterades i medelvattenhöjd längs en strandskoning (Waltham och Sheaves 2018). Effekter av lutningsgrad inkluderades i studien genom att lådorna monterades i olika lägen, ett vertikalt och ett med 45 grader lutning (figur 8). Hållkaren undersöktes efter ett år och då noterades att väggarna i lådorna hade en högre täckningsgrad av alger och ryggradslösa djur än strandskonings ytor. Efter två år var artsamhället på väggarna i lådorna annorlunda än det på strandskoningen. Antalet lokala arter var högst på väggarna av lådor med lutning (figur 8). Inga främmande arter påträffades i lådorna. Strandskoningen låg i ett kustområde med grumligt vatten och det ansamlades cirka 25 millimeter sediment per år i lådorna. Detta skulle med tiden kunna påverka utfallet och kräva underhåll genom borttagning av sediment i vissa perioder för att upprätthålla den vattenhållande funktionen (Waltham och Sheaves 2018).



Figur 8 Betonglåda som ska efterlikna effekten av ett hållkar, fäst vid medelvattennivå på en strandskoning i en småbåtshamn i Australien. Från Waltham och Sheaves 2018.

Även i Sydney Hamn i Australien har artificiella hållkar fästs på en strandskoning i tidvattenzonen och studerats. Inom några månader efter installationen var antalet fastsittande arter högre i de artificiella hållkaren än på strandskoningen. För rörliga arter skiljde sig inte antalet arter åt, men artsammansättningen var olika. I de artificiella hållkaren påträffades arter som inte var vanliga på strandskoningen, till exempel betande snäckor, skålsnäckor, märkräftar, sjöstjärnor och krabbor. Även för alger var antalet arter liknande i hållkaren och på strandskoningen, men vilka specifika arter som förekom var olika. Täckningsgraden och tätheten av alger och flera ryggradslösa djurarter var högre i de nyare samhällen i hållkaren än i de etablerade artsamhällen på strandskoningen. Storleken hos de artificiella hållkaren, dess höjd på strandskoningen och positioneringen i förhållande till tidvattennivån påverkade vilka organismsamhällen som utvecklades. Både förekomst och antal av arter var högre i lägre belägna artificiella hållkar, och i kar placerade i mitten av tidvattenzonen (Browne och Chapman 2011, Browne och Chapman 2014).



Figur 9 På det här artificiella hållkaret har kokospanel med mjuka fibrer fästs på bakväggen för att ge ytterligare mikrostruktur, fäst på bakväggen. Från en strandskoning i Sydney Hamn, Australien. Den extra åtgärden hade dock liten effekt jämfört med effekten av själva det artificiella hållkaret. Från Morris m.fl. 2018.

Att variera den strukturella komplexiteten är en annan viktig faktor i ekologisk design. I en studie Sydney Hamn modifierades den strukturella komplexiteten på befintliga vertikala sandstensmurar genom att lägga till betongplattor i mitten av tidvattenszonen. Plattorna var antingen plana, eller hade vertikala eller horisontella sprickor. Därtill tillfördes juvenila ostron av den lokala arten *Saccostrea glomerata* på hälften av plattorna. Efter ett år fanns det fler suspensionsätande arter, till exempel ostron, musslor och havstulpaner på plattorna med högre strukturell komplexitet. Tillförsel av ostron hade en positiv effekt på artantalet och på antalet funktionella grupper. De mera komplexa plattorna hade generellt större förekomst av suspensionsätande arter än plana plattor eller plattor utan ostrontillförsel, vilket ger högre avskiljning av partiklar ur vattnet. Slutsatsen var att en ökad strukturell komplexitet kan öka den biologiska mångfalden och även ha en positiv effekt på vattenkvaliteten genom ökad naturlig filtrering (Vozzo m.fl. 2021). Andelen främmande ostron-arter lägre på plattor med tillförd inhemska ostron, vilket tyder på att aktiv tillförsel av lokala habitatformande arter på nya artificiella strukturer skulle kunna minska risken för etablering av främmande arter. En främmande art av vattengråsugga (*Cirolana harfordi*) gynnades dock av att ostron hade utplanterats (Vozzo m.fl. 2021). Generellt i hamnområden är risken för introduktion av främmande arter förhöjd på grund av att fartygstrafik, som är den viktigaste vektorn för deras spridning, och för att de har många artificiella strukturer som kan gynna främmande arter som ofta har en konkurrensfördel över andra arter på nya substrat (Komyakova m.fl. 2019).

I Israel testades utformning av strukturell komplexitet i samband med att en vågbrytare skulle byggas. På en del av vågbrytaren användes en typ av cement som var utformad för att öka ytans strukturella komplexitet. Effekterna på koloniseringen av arter jämfördes med ytor som bestod av slät Portlandbetong. Efter två år var artantalet och förekomsten av fisk och ryggradslösa djur samt täckningsgraden av levande organismer högre på den modifierade sektionen av vågbrytaren än på den icke modifierade delen. Andelen habitatformande arter som ostron och mossdjur (bryzoer) var högre på den modifierade sektionen, och andelen invasiva arter var lägre. På den icke-modifierade sektionen var artsammansättningen liknande över tid, medan en

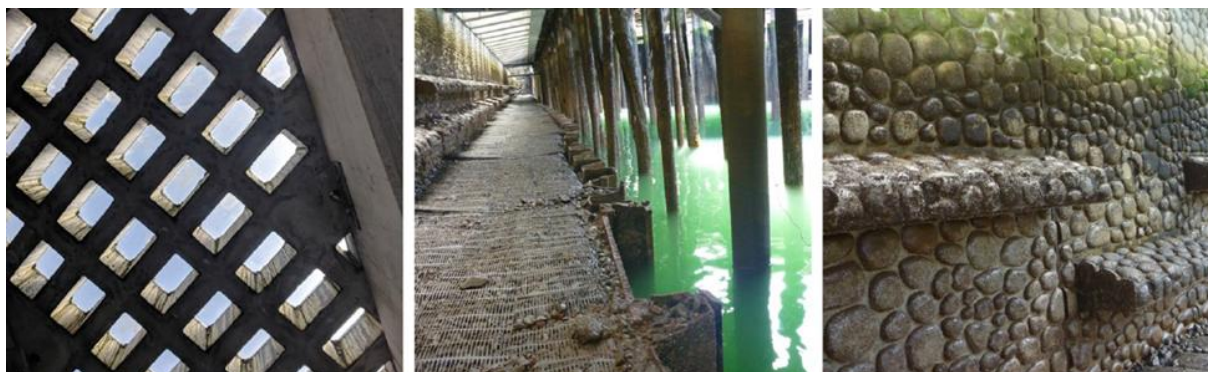
succession av arter observerades på den modifierade sektionen över studieperioden (Ido och Shimrit 2015).

En annan liknande undersökning genomfördes i Israel. Paneler med en typ av betong som medgav högre strukturell komplexitet fästes på en strandskoning i en hamn vid Medelhavet. Arter som mossdjur och korallalger började rekrytera tidigare på den mer komplexa betongen än på konventionell betong, och täckningsgraden av organismer blev högre. Efter närmare två år fanns det ungefär dubbelt fler fastsittande arter på ekologiskt designade panelerna än på kontrollen. Organismsamhällets artsammansättning på panelerna hade utvecklats till att mer likna naturliga hårda substrat i området, och andelen invasiva arter i förhållande till lokala arter var lägre jämfört med kontrollen (Perkol-Finkel m.fl. 2018).

Porösa material används ofta till kustskydd eftersom de ger bättre vågdämpning än ogenomträngliga konstruktioner men de kan också erbjuda livsmiljöer för olika arter i tidvattenzonen. Under avvecklingen av ett sådant kustskydd av poröst material i Storbritannien upptäcktes att livsmiljöer för organismer hade uppstått inuti porerna, så att de små hålrummen hade större artrikedom än de yttre ytorna (Sherrard m.fl. 2016). I porerna fanns dubbelt fler arter av ryggradslösa djur och av rödalger än på de yttre ytorna, och flera arter av rörlig fauna, däribland havsborstmaskar, krabbor och sniglar. Porerna kan ge mer skyddade förhållanden från predation och lägre fysisk påverkan från till exempel vågor och uttorkning.

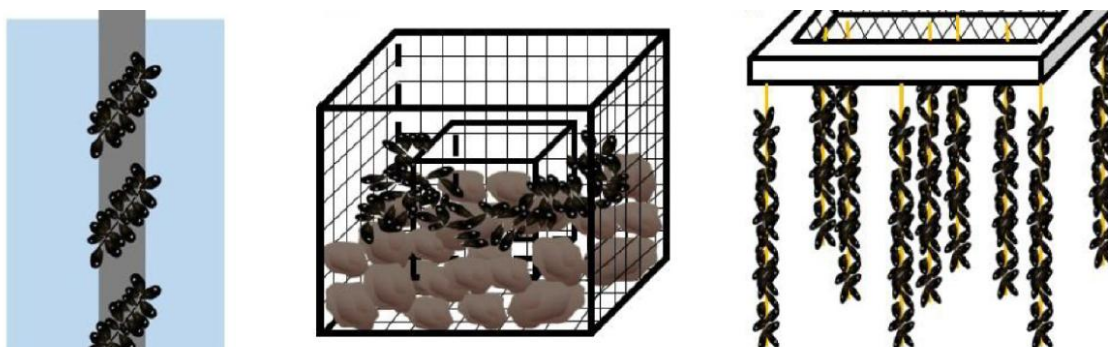
Även ljusförhållanden kan påverka effekten av artificiella strukturer. I en experimentell studie i Sydney hamn installerades ljus under en strandskoning för att undersöka effekterna av belysning, vilket används vid ett flertal undervattensstrukturer i till exempel hamnar (Bolton m.fl. 2017). Under mörka förhållanden observerades en stor andel fisk, som dock var inaktiva, men vid tillförsel av ljus ökade deras predationsaktivitet till liknande nivåer som dagtid. Som ett resultat blev täckningsgraden av fastsittande arter vid de närliggande substraten lägre. De fastsittande organismernas artsammansättning blev mer likt det i närliggande naturliga områden exponerade för predation dagtid.

Ett mer skraddarsytt exempel på ekologisk design kommer från Elliot Bay nära Seattle i USA (Sawyer m.fl. 2020), där juvenil lax migrerar längs en vertikal strandskoning på sin väg till havet. Under en övergångsperiod använder laxen området för att acklimatisera sig till havets salta förhållanden. Forskning hade visat att den konventionella, släta betongytan påverkade laxen negativt. Fiskarna uppvisade minskad födosöksfrekvens och förändrade rörelsemönster längs med strandskoningen och dessutom ökade predationsrisken. För att förbättra den kustnära livsmiljön för den juvenila laxen, utformades en ny typ av strandskoning med fokus på att skapa mer naturliknande förhållanden. I strukturen integrerades transparenta glasblock för att förbättra ljusförhållandena och minska negativa effekter av skuggning laxen (figur 10 vänster). Dessutom lades nätkonstruktioner fyllda med sten vid strandskoningens bas för att efterlikna grunda vattenhabitat (figur 10 mitten). Slutligen installerades texturerade substrat på den vertikala strandskoningen för att öka habitatkomplexiteten (figur 10 höger). Som ett resultat av den ekologiska designen uppvisade juvenil lax en jämnare fördelning mellan olika habitat nära kusten, inklusive de områden under och mellan strukturerna som den tidigare hade undvikit. De förbättrade ljusförhållandena, som åstadkoms av transparenta ljusblock, ledde till att juvenil lax i högre grad använde strandnära livsmiljöer under piren för födosök. Laxens födosök ökade även mellan och under pirarna.



Figur 10 Ekologisk design för att förbättra livsmiljön för juvenil lax vid en strandskoning. Laxen använder området för att acklimatisera sig till salta förhållanden innan den vandrar ut i havet i Stilla havet. Designelementen för den "fisksmarta väggen" var transparenta glasblock (vänster), bänkliknande strukturer i höjd med tidvattnets mittennivå (mitten), samt ökad textur och komplexitet av ytan (höger). Från Sawyer m.fl. 2020.

Ett annat exempel kommer från en hamn i Australien, där tre olika metoder för att tillföra musslor (*Mytilus galloprovincialis*) utvärderades, nämligen vertikala linor, burar och pelare (Adams m.fl. 2021). Efter sex månader hade musslorna på linorna vuxit sig störst (Figur 11). Musslornas överlevnad och rekrytering var lägst på pelare, och lägre i burarna än på linorna. I studien undersöktes även effekter på förekomsten av andra fastsittande djur. Biomassan och antalet arter av lokal fauna var högre på linor med än utan musslor, där den sistnämnda fungerade som kontroll. Linorna med musslor hade det högsta artantalet fastsittande djur av både lokala och främmande arter. Författarnas slutsats var att aktiv tillförsel av musslor är en lovande åtgärd för gynna artrikedom, förebygga förekomst av invasiv fauna, och förbättra vattenkvaliteten i miljöer under tidsvattenzonen, men att detta också skulle kunna bidra till spridningen av främmande arter. De konstaterade att det finns behov av mer långsiktiga uppföljningar av effekter på den lokala biologiska mångfalden (Adams m.fl. 2021).



Figur 11 Illustration av tre olika metoder för att tillföra musslor vid artificiella strukturer i en hamn i Australien. Från Adams m.fl. 2021.

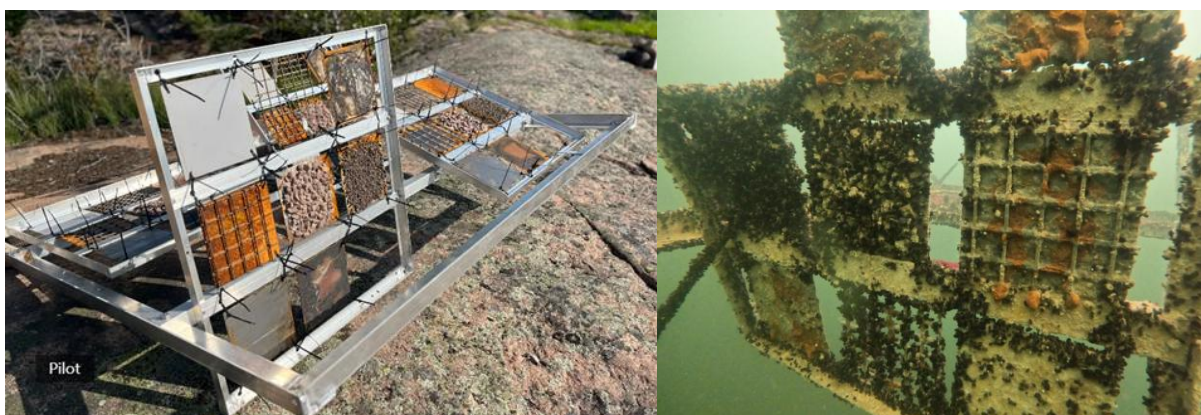
Ett exempel på ekologisk design i Sverige har nyligen utvärderats i Helsingborg i Öresund (Swift 2024). I det område av staden som kallas Oceanhamnen monterades habitatförstärkande paneler på kajväggen åren 2022 och 2023 (figur 12). I tillägg installerades ett stenrev i den inre hamnbassängen, så att ett tidigare muddrat område ersattes av hårda substrat och grundades upp till omkring 3 meter, år 2022. Både den "levande kajväggen" och det artificiella stenrevet koloniserades snabbt av rörliga och fastsittande arter. Det blev fler arter, och en högre

vegetationstäckning, under de första två åren efter installationen och skillnaden jämfört med de icke modifierade artificiella ytorna hade blivit mera utpräglad (Swift 2024).



Figur 12 I Helsingborgs Oceanhamn har artificiella strukturer installerats på kajväggen för att ge högre strukturell komplexitet, i syfte att öka den biologiska mångfalden (Swift 2024).

I projektet Björkskär i Ålands skärgård testas plattor med olika typer av material för att undersöka hur detta påverkar vilka arter som etableras på dem, och om den här typen av ekologisk design kan vara ett sätt att främja arter i anslutning till vindkraftverk. Plattor om 20x20 cm med olika ytstrukturer har fästs vid ramar med olika lutning, som placerats på olika vattendjup. Vid några installationer tillfördes även blåmusslor och makroalger för att gynna särskilda arter. Etablering och täckningsgrad av fastsittande arter är under uppföljning (figur 13).



Figur 13 Element i ett experimentellt upplägg för att testa hur variation i material, lutning och vattendjup kan påverka etablering och täckningsgrad av fastsittande arter, från Åland i Östersjön. Fotografer Joel Lindholm och Magnus Hanstén, Projekt Björkskär.

Även om många studier rapporterar att ekologisk design kan gynna arter och ekologiska funktioner, finns det även fall där de inte fått avsedd effekt. Ett sådant exempel kommer från Sydney hamn i Australien, där plattor undersöktes på liknande sätt som det som nämndes ovan

från Åland, och det visade sig att en invasiv art av sjöponng dominerade på vissa av plattorna (Schaefer m.fl. 2023).

3.4.2 Metaanalyser

Ökad strukturell komplexitet av undervattenskonstruktioner

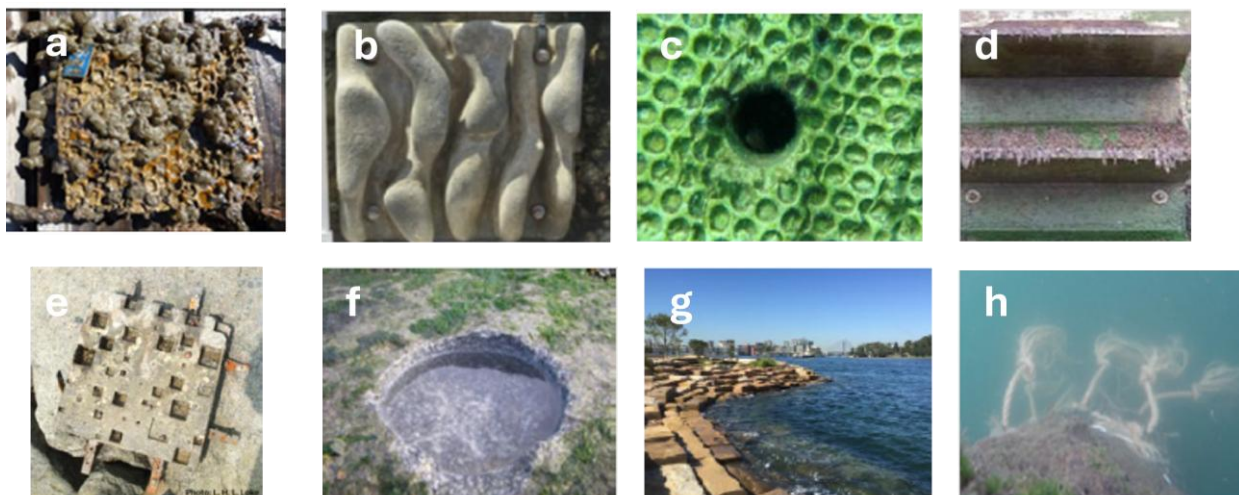
En global metaanalys har sammanfattat observerade effekter på akvatiska arter av att tillföra olika mikrohabitat till artificiella strukturer, antingen i samband med konstruktionen eller genom eftermontering på befintliga strukturer. Studien inbegrep 109 fältstudier som publicerats åren 1946–2016, från estuarier, tidvattenmiljöer och andra kustmiljöer. Endast ett fåtal studier identifierades före 1990-talet, men under de senaste tre decennierna har antalet publikationer ökat avsevärt. De vanligaste åtgärderna var att lägga till en mera varierad ytstruktur (23%; figur 14), eller att lägga till sprickor (21%). Andra åtgärder, som vardera representerade 3–12% av det totala antalet studier, var att lägga till hålrum under tidvattennivån, förhöjningar, fördjupningar eller vattenhållande strukturer i tidvattenzonen, samt aktiv tillförsel av önskade arter (till exempel habitatformande arter). De flesta studier utvärderade eftermontering på befintliga strukturer (67%). Övriga studier undersökte effekterna av strukturer som från början utformats utifrån ekologisk design, vilket i de flesta fall avsåg artificiella rev konstruerade för att locka till sig fisk (72%; Strain m.fl. 2018).

Förutom åtgärder som innebar tillägg av framträdande strukturer (större än 0,5 meter) visade utvärderingen att alla inkluderade tillvägagångssätt kan leda till att antalet arter, individtätheten av habitatformande arter eller att någon funktionell grupp ökar, jämfört med kontroller. Ett undantag är en studie där åtgärden bestod i att modifiera ytstrukturen under tidvattennivån, som rapporterade en minskad individtäthet av havstulpaner jämfört med kontrollen.

I fallande ordning var de fem åtgärderna för vilka de mest uttalade ökningarna av artantalet rapporterades:

- tillägg av vattenhållande strukturer, till exempel artificiella hållkar, för fastsittande och bottenlevande arter,
- tillägg av fördjupningar i tidsvattenzonen för bottenlevande arter,
- tillägg av sprickor i tidsvattenzonen för fastsittande arter,
- tillägg av mjuka strukturer under tidvattennivån för fiskarter och
- aktiv tillförsel av habitatformande arter, för fastsittande arter och fiskarter.

I tidsvattenzonen främjades de arter mest som hade en kroppsstorlek lik storleken på den tillagda komplexiteten (till exempel hålrum eller grop). Inga skillnader i effekt upptäcktes mellan motsvarande åtgärder som introducerats från start eller i efterhand (Strain m.fl. 2018).



Figur 14 Exempel på typiska åtgärder inom ekologisk design, som utvärderades i en global metaanalys av generella effekter på olika akvatiska grupper: a) mera varierad ytstruktur, b) sprickor, c) hål under tidvattennivån, d) förhöjningar, e) fördjupningar, f) vattenhållande struktur, g) förhöjning, h) mjuka strukturer under tidvattennivån. Bilder från Strain m.fl. 2018.

Flera åtgärder ledda till ökade artantal och/eller individtäthet enbart för en viss funktionell grupp. Detta var fallet för:

- tillägg av ytstruktur under tidvattennivån, som ökade täckningsgrad av fastsittande arter,
- tillägg av sprickor i tidvattenzonen, som ökade artantal av fastsittande arter,
- tillägg av gropar i tidvattenzonen, som ökade artantal av bottenlevande organismer,
- tillägg av hål under tidvattennivån, som ökade individtäthet av rörliga ryggradslösa djur, och
- tillägg av mjuka strukturer, som ökade artantal och individtäthet av fisk.

Tillägg av sprickor och gropar i tidvattenzonen ledde dessutom ofta, men inte alltid, till en ökad individtäthet av rörliga ryggradslösa djur (Strain m.fl. 2018).

Av alla utvärderade åtgärder var tillägg av vattenhållande strukturer i tidvattenzonen den som ledde till ökat artantal för flest funktionella grupper samtidigt (fastsittande arter, bottenlevande arter och fiskarter). För varje funktionell grupp ökade även artantalet med den totala ytan av tillförda vattenhållande strukturer. Tillägg av små förhöjningar visade enbart liten eller ingen effekt på artantal och individtäthet i tidvattenzonen. I zonen under tidvattennivån var den generellt mest effektiva åtgärden att lägga till fördjupningar, som kan ge skydd till exempel mot vågsvall och predation, medan tillägg av förhöjningar generellt visade mindre effekt på artantal och individtäthet. Tillförsel av habitatformande arter eller mjuka strukturer som ger skydd och/eller bidrar till ökad födotillgång, identifierades också som en relativ effektiv åtgärd för att främja fisk. Studien visade även att tillägg av sprickor och fördjupningar var det mest effektiva sättet att öka täckningsgrad och/eller antal av havstulpaner och musslor i tidvattenzonen, samt att tillägg av små förhöjningar var mer effektiv för att öka täckningsgraden av makroalger (Strain m.fl. 2018).

Sammanfattningsvis var de åtgärder som var mest effektiva, per funktionell grupp:

- tillägg av sprickor, vattenhållande funktioner, och aktiv tillförsel av habitatformande arter, för ökade artantal av fastsittande arter under tidvattennivån och i tidvattenzonen,

- aktiv tillförsel av habitatformande arter i tidvattenzonen, och tillägg av mera varierade ytstruktur under tidvattennivån, för ökad täckningsgrad av fastsittande arter,
- tillägg av sprickor och fördjupningar i tidvattenzonen, och tillägg av hål under tidvattennivån, för ökad individtäthet av rörliga ryggradslösa djur,
- aktiv tillförsel av habitatformande arter, och tillägg av mjuka strukturer under tidvattennivån, för ökade artantal och individtäthet av fisk, och
- tillägg av vattenhållande strukturer i tidvattenzonen, för ökade artantal av fisk.

Artificiella hållkar i kustnära ekosystem

En metaanalys omfattande 32 studier av både naturliga och artificiella hållkar i tidvattenzoner, visade att de flesta undersökningarna rapporterade ett högre artantal i hållkar än vid angränsande stenstrukturer, även om variationen mellan olika platser var stor. För bottenlevande organismer observerades detta mönster endast i fall med artificiella men inte naturliga strukturer. I vissa fall noterades dock även att artantalet var högre vid musselbankar på naturliga klippor än i naturliga hållkar, och antalet algarter var större på naturliga klippor än i hållkar vid ett kustområde i Portugal. Generellt taget utgjorde artificiella hållkar livsmiljöer för flera arter som inte återfanns på strukturerna av sten, inklusive vissa främmande arter. Antalet fiskarter ökade med hållkarens djup, samt med deras yta och volym. Artantalet bottenlevande uppvisade inte någon tydlig koppling till hållkarens djup, yta eller volym (Bugnot m.fl. 2018).

4 Sammanfattande diskussion

Ekologisk design identifieras alltmer som en användbar metod för att verka för att akvatiskt liv kring artificiella strukturer utvecklas i önskvärd riktning, eller för att undvika oönskade negativa effekter vid byggande i vatten. Utöver detta kan ekologisk design också vara intressant i samband med ekologisk restaurering och kompensation. Litteratursökningen i *Web of Science* som identifierade 1,246 artiklar publicerade inom det granskade tematiska området under det senaste decenniet, baserades på studiens specifika sökord. Syftet med den här kunskapssammanställning var inte att ge en fullständigt heltäckande syntes av all information i ämnet, utan att sammanställa några nyckelresultat och synliggöra mer generella mönster.

Även om sökningen gjordes för akvatiska system i allmänhet var merparten av de publicerade studierna från kustområden till exempel hamnar, strandskoningar och vågbrytare. Geografiskt sett var många studier från Australien, men även europeiska kustvatten var väl representerade. Ekologisk design börjar introduceras i Östersjön, exempelvis med studier om designade fundament för havsbaserade vindparker och strandskoningar. Studien har strävat efter att inkludera de aspekter som kan vara mest relevanta för svenska förhållanden i det tillgängliga materialet.

4.1 Generella mönster utifrån den granskade litteraturen

Byggnationer i vatten, i form av artificiella strukturer, kan attrahera varierande former av akvatiska organismer. Det är dock vanligt att det biologiska samhället som bildas har en artsammansättning som skiljer sig från den omgivande miljön, och beroende på typ av struktur kan den biologiska

mångfalden variera. Om den är låg kan det bero på att substratet är mindre lämpligt för kolonisering eller att den strukturella komplexiteten är låg, till exempel med för mycket plana ytor, eller att utformningen på annat sätt inte är tillräckligt väl anpassad till den lokala miljön. Studier har också visat att det är ovanligare att mer sällsynta arter koloniserar artificiella rev, och att det finns en ökad risk för att främmande eller invasiva arter etableras (Dafforn m.fl. 2015, Ido och Shimrit 2015, Firth m.fl. 2016, Bishop m.fl. 2017, Burt och Bartholomew 2019, Brzana och Janas 2025).

Ekologisk design kan användas som en metod för att öka sannolikheten för att de artificiella miljöerna gynnar arter som bidrar till biologisk mångfald, till exempel genom att imitera naturliga habitat eller aktivt tillföra önskade arter, som habitatformande musslor eller makroalger, i ett tidigt skede av kolonisationen (Strain m.fl. 2018, Palmer 2024, Perkol-Finkel m.fl. 2018, Schoonees m.fl. 2019). Ekologisk design kan även användas för att förändra konkurrensen mellan arter till förmån för mer önskvärda arter med en specifik funktion.

Litteraturen ger gott om belägg för att strategiskt väl utformad ekologisk design kan främja önskade grupper av akvatiska organismer och dimensioner av biologisk mångfald. De ekologiskt designade strukturerna kan antingen planeras in från början av projektet eller lägga till befintliga strukturer retroaktivt så att arter som tidigare inte fanns där hittar en lämplig livsmiljö (Waltham och Sheaves 2018, Firth m.fl. 2016, Morris m.fl. 2018). Förutom att tillföra strukturell komplexitet, till exempel genom att tillföra håligheter och utstickande delar eller skapa en mer heterogen ytstruktur, har artificiella hållkar visat sig vara en relativ enkel åtgärd för att öka artrikedomen vid vissa strukturer, som till exempel strandskoningar.

Ekologisk design rapporteras ofta leda till ökade artantal, men hur den biologiska mångfalden påverkas varierar och det kan vara svårt att förutse vilka organismer som söker sig till strukturerna. Sammantaget kan en kombination av olika metoder vara lämpligt för att uppnå avsedd effekt (Strain m.fl. 2018).

4.2 Begränsningar och möjligheter för ekologisk design att främja biologisk mångfald i akvatiska ekosystem

Även om ekologisk design kan förstärka ekologiska funktioner eller gynna biologisk mångfald lokalt, kan en storskalig utbyggnad av artificiella strukturer i akvatiska miljöer fortsatt leda till en minskad biologisk mångfald i kustområden, då naturliga miljöer förstörs. Även om ekologisk design kan förbättra livsmiljön för vissa arter vid artificiella strukturer är kunskapen relativt begränsad om i vilken omfattning sådana åtgärder räcker till för att mildra de ekologiska skador som artificiella strukturer kan orsaka när de ersätter naturliga miljöer (Strain m.fl. 2018, Paxton m.fl. 2025).

En grundläggande princip inom naturvård och hållbar förvaltning är att bevara och skydda naturen utifrån dess naturliga förutsättningar (Miljöbalken SFS 1998:808, Malafry och Öhman 2022). Artificiella strukturer som tillförs den akvatiska miljön leder till förändringar och ur ett naturvårdsperspektiv blir det viktigt att beakta vilka förändringar som kan uppstå, hur organismsamhällena i anslutning till strukturen utvecklas över tid, och hur de samspelar med den omgivande miljön. Dessa bedömningar bör även relateras till rådande förvaltningsmål, där ekologisk design har potential att styra utvecklingen mot en önskvärd riktning. Samtidigt är det

viktigt att väga detta mot hur naturen skulle ha utvecklats utan ingreppet, eftersom resultatet inte nödvändigtvis innebär en förbättring ur ekologisk synvinkel (Perkins m.fl. 2015, Firth m.fl. 2016).

I linje med försiktighetsprincipen kan det här innebära att alternativet att inte införa en struktur övervägs (Perkins m.fl. 2015, Strain m.fl. 2018, Suedel m.fl. 2022). Utifrån ett sådant resonemang är bevarande eller restaurering av naturliga livsmiljöer första steget. Ekologisk design kan då användas som en skadebegränsande åtgärd när full restaurering inte är genomförbar eller när artificiella strukturer behöver införas oavsett (Paxton m.fl. 2025). Ekologisk design kan också vara ett sätt att mildra de negativa effekterna och maximera de potentiella ekologiska nyttorna av artificiella strukturer som av olika anledning måste installeras i akvatiska ekosystem (Dafforn m.fl. 2015, Firth m.fl. 2016).

De biologiska samhällen som utvecklas vid artificiella strukturer varierar beroende på en rad faktorer, såsom strukturens utformning, ytans beskaffenhet, förekomsten av arter i området, vattendjup, hydrodynamiska förhållanden och liknande. I vissa fall leder det till en lokalt ökad biologisk mångfald, där strukturell komplexitet återkommande visar sig ha en positiv effekt. I andra fall får artificiella strukturer en motsatt effekt med färre individer och arter, samt en mer förenklad trofisk struktur (Perkins m.fl. 2015, Bugnot m.fl. 2018). En annan risk är att artificiella strukturer gynnar icke önskvärda arter och därmed främja spridningen och etablering av sådana arter i ett område.

Vidare så kan planeringen behöva ta höjd för att en förhållandevis lång utvecklingstid kan behövas innan effekter av ekologisk design kan påvisas. Koloniseringen kan ske stegvis, till exempel om den biologiska mångfalden inledningsvist är begränsad på grund av låg rekrytering av nyckelarter eller habitatformande arter (till exempel musslor eller makroalger) som kan vara nödvändiga för att möjliggöra kolonisering av andra arter (Perkins m.fl. 2015, Strain m.fl. 2018, Suedel m.fl. 2022).

En grundläggande aspekt som styr artförekomsten är att olika organismer har skilda preferenser när det gäller livsmiljöer. En vågbrytare som består av en slät betongvägg kommer sannolikt att ha färre, och andra typer av arter, än en naturlig stenbotten eller en sjögräsäng. Detta illustrerar att det finns begränsningar i hur typiska artificiella strukturer kan ersätta naturliga miljöer, eftersom de erbjuder andra typer av livsmiljöer.

4.3 Kunskapsluckor

En begränsning i forskningen om hur artificiella strukturer påverkar akvatiskt liv är att endast ett fåtal studier har undersökt de lokala biologiska förhållandena vid tiden innan en artificiell struktur anlades. Endast få studier har dessutom haft fullvärdiga referensområden att jämföra med. Ett vanligt tillvägagångssätt är i stället att jämföra de artificiella strukturerna med närliggande områden som kan innebära en annorlunda typ av livsmiljö än både den miljö som ersatts och den som den artificiella strukturen liknar.

Ytterligare en begränsning är att de flesta studier fokuserar på effekterna av en specifik ekologisk design på en eller ett fåtal platser, medan det finns få studier som jämför olika designers i samma område för att möjliggöra jämförelser mellan metoderna. De flesta studier om effekter av ekologisk design har dessutom fokuserat på en relativt liten rumslig skala och en kortare tidsperiod, vanligtvis upp till ett år. Det behövs fler studier som pågår i flera år och som är

designade för att få jämförelser mellan olika säsonger, samt studier över en större rumslig skala för att bättre förstå konsekvenserna för arter som är mer rörliga. Vidare är kunskapen om hur ekologisk design påverkar specifika arter fortfarande begränsad, och det behövs ytterligare forskning om hur man kan minska risken för att oönskade arter gynnas (Strain m.fl. 2018). Utöver mångfald och artsammansättning är det önskvärt med mer information om effekter på ekologiska funktioner och ekosystemtjänster (Strain m.fl. 2018, Vozzo m.fl. 2021).

Även systematiska undersökningar av hur olika abiotiska och biotiska förhållanden påverkar åtgärdernas effektivitet vore viktiga. En angränsande kunskapslucka gäller kumulativa effekter av att artificiella strukturer introduceras över ett större område, och hur detta påverkar till exempel ekologisk konnektivitet på större rumsliga och tidsmässiga skalor (Bishop m.fl. 2017, Strain m.fl. 2018). Det behövs fler studier av artificiella strukturers effekter i förhållande till en baslinje för att mer säkert kunna bedöma hur de kan påverka den akvatiska miljön som helhet (Dafforn m.fl. 2015, Perkins m.fl. 2015, Firth m.fl. 2016).

4.4 Aktuella utvecklingsriktningar

Ekologisk design tenderar att bli mer avancerad, varierad och anpassad för specifika syften när den utvecklas. Frågor kring hur den strukturella komplexiteten kan ökas och strukturerna utformas för att efterlikna naturliga livsmiljöer och främja naturliknande funktioner och processer fortsätter att vara centrala, men det finns även initiativ kring innovativa strukturer till exempel för att minska skuggningseffekter och använda material som släpper igenom ljus (Sawyer m.fl. 2020), anpassa vattenflöden, eller variera lutningar (Waltham and Sheaves 2018). Exempel finns även på initiativ för att förbättra den akustiska miljön vid artificiella strukturer genom att med högtalare efterlikna ljuden av naturliga livsmiljöer för att locka till sig vissa arter (Gordon m.fl. 2019). Ny forskning lyfter även fram synergieffekter och multifunktionella åtgärder som, utöver det mer traditionella fokuset på att öka den biologiska mångfalden, syftar till att förbättra centrala ekologiska funktioner eller ekosystemtjänster (Vozzo m.fl. 2021).

5 Referenser

- Abecasis D., L. Bentes, P. Lino, M. Santos och K. Erzini. 2013. Residency, movements and habitat use of adult white seabream (*Diplodus sargus*) between natural and artificial reefs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 118:80-85.
- Adams L., R. Morris, R. Hull, T. Dempster och E. Strain. 2021. Making marinas bivalve friendly for enhanced biodiversity outcomes. *Marine Pollution Bulletin* 169:112464, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112464.
- Airolidi L., X. Turon, S. Perkol - Finkel och M. Rius. 2015. Corridors for aliens but not for natives: effects of marine urban sprawl at a regional scale. *Diversity and Distributions*, 21(7), 755-768.
- Ajemian M.J., J.J. Wetz, B. Shipley-Lozano, J.D. Shively och G.W. Stunz. 2015a. An Analysis of Artificial Reef Fish Community Structure along the Northwestern Gulf of Mexico Shelf: Potential Impacts of "Rigs-to-Reefs" Programs. *Plos One* 10.5: e0126354, doi:10.1371/journal.pone.0126354.
- Ajemian M.J., J.J. Wetz, B. Shipley-Lozano och G.W. Stunz. 2015b. Rapid assessment of fish communities on submerged oil and gas platform reefs using remotely operated vehicles. *Fisheries Research* 167:143-155.
- Al Kindi A., A. Marshall och S. Dutta, S. 2025. Evaluating the effectiveness of artificial reefs in enhancing fisheries productivity and biodiversity in the Sea of Oman. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 318:109249. doi:10.1016/j.ecss.2025.109249.
- Andersson M.H. och M.C. Öhman. 2010. Fish and sessile assemblages associated with wind turbine constructions in the Baltic Sea. *Marine and Freshwater Research* 61: 642-650.
- Baine M. 2001. Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. *Ocean & Coastal Management* 44:241-259.
- Bassi A., O.P. Love, S.J. Cooke, T.R. Warriner, C.M. Harris och C.L. Madliger. 2022. Effects of artificial light at night on fishes: A synthesis with future research priorities. *Fish and Fisheries* 23(3): 631-647.
- Becker A., M.D. Taylor och M.B. Lowry. 2017. Monitoring of reef associated and pelagic fish communities on Australia's first purpose built offshore artificial reef. *ICES Journal of Marine Science* 74:277-285.
- Berkström C., P. Kraufvelin, E. Sacre och U. Bergström. 2024. Konnektivitet och fysisk påverkan i kustvatten. *Aqua Reports* 2024:4.
- Berge J., M. Geoffroy, M. Daase, F. Cottier, P. Priou, J.H. Cohen m.fl. 2020. Artificial light during the polar night disrupts Arctic fish and zooplankton behaviour down to 200 m depth. *Communications Biology* 3(1):102. doi:10.1038/s42003-020-0807-6.
- Bergström L., F. Sundqvist och U. Bergström. 2013. Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. *Marine Ecology Progress Series* 485: 199–210
- Bergström L., M.C. Öhman, C. Berkström, M. Isæus, L. Kautsky, B. Koehler, A.N. Sandman, H. Ohlsson, R. Ottvall, H. Schack och M. Wahlberg. 2022. Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv. *Vindval Naturvårdsverket Rapport 7049*.
- Berkström C., L. Wennerström och U. Bergström. 2019. Ekologisk konnektivitet i svenska kust-och havsområden. *Aqua reports* 2019:15.

- Bishop M.J., M. Mayer-Pinto, L. Airoidi, L.B. Firth, R.L. Morris, L.H.L. Loke, S.J. Hawkins, L.A. Naylor, R.A. Coleman, S.Y. Chee och K.A. Dafforn. 2017. Effects of ocean sprawl on ecological connectivity: impacts and solutions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 492:7-30.
- Blount C., V. Komyakova, L. Barnes, M.L. Smith, D. Zhang, K. Reeds m.fl. 2021. Using ecological evidence to refine approaches to deploying offshore artificial reefs for recreational fisheries. *Bulletin of Marine Science* 97(4):665-698.
- Bohnsack J.A. 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preferences. *Bulletin of Marine Science* 44: 631–645.
- Bolton D., M. Mayer-Pinto, G.F. Clark, K.A. Dafforn, W.A. Brassil, A. Becker och E.L. Johnston. 2017. Coastal urban lighting has ecological consequences for multiple trophic levels under the sea. *Science of the Total Environment* 576:1-9.
- Bond, T., J. Prince, J. Partridge, D. White och D. McLean. 2018. The value of subsea pipelines to marine biodiversity. D021S013R002 in *Offshore Technology Conference Asia*.
- Browne M.A. och M.G. Chapman. 2011. Ecologically informed engineering reduces loss of intertidal biodiversity on artificial shorelines. *Environmental Science & Technology* 45:8204-8207.
- Brzana R. och Janas U. (2025). Natural hard substrate and 70-year-old artificial offshore structures as habitats for non-indigenous species in the brackish environment of the Baltic Sea. *Marine Environmental Research* 209, 107222.
- Browne M.A. och M.G. Chapman. 2014. Mitigating against the loss of species by adding artificial intertidal pools to existing seawalls. *Marine Ecology Progress Series* 497:119-129.
- Bugnot A., M. Mayer-Pinto, E. Johnston, N. Schaefer och K. Dafforn. 2018. Learning from nature to enhance blue engineering of marine infrastructure. *Ecological Engineering* 120:611-621.
- Burt J.A. och A. Bartholomew. 2019. Towards more sustainable coastal development in the Arabian Gulf: Opportunities for ecological engineering in an urbanized seascape. *Marine Pollution Bulletin* 142:93-102.
- Cardoso A.P., M.R. Matos, R.S. Rosa, F. Alvarado, A.P. Medeiros och B.A. Santos. 2020. Increased fish diversity over day and night in structurally complex habitats of artificial reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 522:151244.
- Carvalho S., A. Moura, J. Cúrdia, L.C. da Fonseca och M.N. Santos. 2013. How complementary are epibenthic assemblages in artificial and nearby natural rocky reefs? *Marine Environmental Research* 92:170-177.
- Causon P.D. och A.B. Gill. 2018. Linking ecosystem services with epibenthic biodiversity change following installation of offshore wind farms. *Environmental Science and Policy* 89:340-347.
- Cenci E., M. Pizzolon, N. Chimento och C. Mazzoldi. 2011. The influence of a new artificial structure on fish assemblages of adjacent hard substrata. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91:133-149.
- Chandler J., D. White, E.J. Techera, S. Gourvenec och S. Draper. 2017. Engineering and legal considerations for decommissioning of offshore oil and gas infrastructure in Australia. *Ocean Engineering* 131:338-347.
- Charbonnel, E., C. Serre, S. Ruitton, J.G. Harmelin och A. Jensen. 2002. Effects of increased habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *ICES Journal of Marine Science*, 59: S208-S213.

Claisse J.T., D.J. Pondella, M. Love, L.A. Zahn, C.M. Williams, J.P. Williams och A.S. Bull. 2014. Oil platforms off California are among the most productive marine fish habitats globally. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111:15462-15467.

Consoli P., A. Martino, T. Romeo, M. Sinopoli, P. Perzia, S. Canese m.fl. 2015. The effect of shipwrecks on associated fish assemblages in the central Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 95(1):17-24.

Dafforn K.A., M. Mayer-Pinto, R.L. Morris och N.J. Waltham. 2015. Application of management tools to integrate ecological principles with the design of marine infrastructure. *Journal of Environmental Management* 158:61-73.

Davis T.R. och S.D. Smith. 2017. Proximity effects of natural and artificial reef walls on fish assemblages. *Regional Studies in Marine Science* 9:17-23.

Degraer S., Carey D.A., Coolen J.W., Hutchison Z.L., Kerckhof F., Rumes B. och Vanaverbeke J. 2020. Offshore wind farm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning. *Oceanography* 33(4), 48–57.

Dempster T., I. Uglem, P. Sanchez-Jerez, D. Fernandez-Jover, J. Bayle-Sempere, R. Nilsen och P.A. Bjørn. 2009. Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: an ecosystem effect. *Marine Ecology Progress Series* 385:1-14.

Egriell N., M. Ulmestrand, J. Andersson, B. Gustavsson, T. Lundälv, C. Erlandsson, L. Jonsson och T. Åhsberg. 2007. Hummerrevsprojektet, slutrapport 2007. Konstgjorda rev i Göteborgs skärgård (år 2002–2007). Rapport 2007:40. Länsstyrelsen i Västra Götalands län.

Erdle S.Y., J.L. Davis och K.G. Sellner. 2006. Management, policy, science, and engineering of nonstructural erosion control in the Chesapeake Bay. *Proceedings of the 2006 Living Shoreline Summit*. Chesapeake Research Consortium Publication.

Evans A.J., B. Garrod, L.B. Firth, S.J. Hawkins, E.S. Morris-Webb, H. Goudge och P.J. Moore. 2017. Stakeholder priorities for multi-functional coastal defence developments and steps to effective implementation. *Marine Policy* 75:143-155.

Ferrari R., Malcolm H.A., Byrne M., Friedman A., Williams S.B., Schultz A. m.fl. 2018. Habitat structural complexity metrics improve predictions of fish abundance and distribution. *Ecography* 41(7), 1077-1091.

Ferretti M., F. Rossi, L. Benedetti-Cecchi och E. Maggi. 2025. Ecological consequences of artificial light at night on coastal species in natural and artificial habitats: a review. *Marine Biology* 172(1):1-10.

Firth L.B., K.A. Browne, A.M. Knights, S.J. Hawkins och R. Nash. 2016. Eco-engineered rock pools: a concrete solution to biodiversity loss and urban sprawl in the marine environment. *Environmental Research Letters* 11:094015, doi:10.1088/1748-9326/11/9/094015.

Foti E., R.E. Musumeci och M. Stagnitti. 2020. Coastal defence techniques and climate change: a review. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali* 31(1):123-138.

Franzen M.O., E.H. Fernandes och E. Siegle. 2021. Impacts of coastal structures on hydro-morphodynamic patterns and guidelines towards sustainable coastal development: A case studies review. *Regional Studies in Marine Science* 44:101800. doi: 10.1016/j.rsma.2021.101800.

Gill A.B., J. Bremner, K. Vanstaen, S. Blake, F. Mynott och S. Lincoln. 2025. Limited Evidence Base for Determining Impacts (Or Not) of Offshore Wind Energy Developments on Commercial Fisheries Species. *Fish and Fisheries* 26:155-170.

Glarou M., M. Zrust och J. C. Svendsen. 2020. Using artificial-reef knowledge to enhance the ecological function of offshore wind turbine foundations: implications for fish abundance and diversity. *Journal of Marine Science and Engineering* 8(5):332, doi.org/10.3390/jmse8050332.

Glasby T.M., S.D. Connell, M.G. Holloway och C. L. Hewitt. 2007. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine Biology* 151:887-895.

Gordon T.A., A.N. Radford, I.K. Davidson, K. Barnes, K. McCloskey, S.L. Nedelec, M.G. Meekan, M.I. McCormick och S.D. Simpson. 2019. Acoustic enrichment can enhance fish community development on degraded coral reef habitat. *Nature Communications* 10:5414, doi: 10.1038/s41467-019-13186-2.

Granneman J.E. och M.A. Steele. 2015. Effects of reef attributes on fish assemblage similarity between artificial and natural reefs. *ICES Journal of Marine Science* 72:2385-2397.

Gullström M., M. Bodin, P.G. Nilsson, M.C. Öhman. 2008. Seagrass structural complexity and landscape configuration as determinants of tropical fish assemblage composition. *Marine Ecology Progress Series* 363: 241-255

Hunter W.R., M.D.J. Sayer. 2009. The comparative effects of habitat complexity on faunal assemblages of northern temperate artificial and natural reefs. *ICES Journal of Marine Science* 66: 691–698.

Hylkema A., A.O. Debrot, R. Osinga, P.S. Bruna, D.B. Heesink, A.K. Izioka, C.B. Reida, J.C. Rippena, T. Treibitze, M. Matan Yuval och A.J. Murk. 2020. Fish assemblages of three common artificial reef designs during early colonization. *Ecological Engineering* 157: 105994

Ido S. och P.F. Shimrit. 2015. Blue is the new green - Ecological enhancement of concrete based coastal and marine infrastructure. *Ecological Engineering* 84:260-272.

Jensen A. (2002). Artificial reefs of Europe: perspective and future. *ICES Journal of Marine Science* 59(suppl), S3-S13.

Kirkgöz M.S. 1995. Breaking wave impact on vertical and sloping coastal structures. *Ocean Engineering* 22(1):35-48.

Komyakova V., D. Chamberlain, G.P. Jones och S.E. Swearer. 2019. Assessing the performance of artificial reefs as substitute habitat for temperate reef fishes: Implications for reef design and placement. *Science of the Total Environment* 668:139-152.

Komyakova V., J.B. Jaffrés, E.M. Strain, C. Cullen-Knox, M. Fudge, O. Langhamer m.fl. 2022. Conceptualisation of multiple impacts interacting in the marine environment using marine infrastructure as an example. *Science of the Total Environment* 830, 154748. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.154748.

Kraufvelin P., L. Bergström, F. Sundqvist, M. Ulmestrand, H. Wennhage, A. Wikström, U. Bergström. 2023. Rapid re-establishment of top-down control at a no-take artificial reef. *Ambio* 52: 556–570.

Krone R., L. Gutow, T. Brey, J. Dannheim och A. Schröder. 2013. Mobile demersal megafauna at artificial structures in the German Bight – Likely effects of offshore wind farm development. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 125:1–9.

Lemoine H.R., A.B. Paxton, S.C. Anisfeld, R.C. Rosemond och C.H. Peterson. 2019. Selecting the optimal artificial reefs to achieve fish habitat enhancement goals. *Biological Conservation* 238:108200, doi:10.1016/j.biocon.2019.108200.

Macura B., P. Byström, L. Airoidi, B.K. Eriksson, L. Rudstam och J. G. Støttrup. 2019. Impact of structural habitat modifications in coastal temperate systems on fish recruitment: a systematic review. *Environmental Evidence* 8:1-22.

Maggi, E., Bongiorno, L., Fontanini, D., Capocchi, A., Dal Bello, M., Giacomelli, A., & Benedetti - Cecchi, L. (2020). Artificial light at night erases positive interactions across trophic levels. *Functional Ecology*, 34(3), 694-706.

Malafray M, Öhman MC (2022) Rättsliga förutsättningar för havsbaserad vindkraft. Vindval Naturvårdsverket Rapport 7028

Marangoni L.F.B., T. Davies, T. Smyth, A. Rodríguez, M. Hamann, C. Duarte, K. Pendoley, J. Berge, E. Maggi och O. Levy. 2022. Impacts of artificial light at night in marine ecosystems—A review. *Global Change Biology* 28.18: 5346-5367.

Marchesan M., M. Spoto, L. Verginella och E.A. Ferrero. 2005. Behavioural effects of artificial light on fish species of commercial interest. *Fisheries research* 73(1-2):171-185.

Morris R.L., S. Golding, K.A. Dafforn och R.A. Coleman. 2018. Can coir increase native biodiversity and reduce colonisation of non-indigenous species in eco-engineered rock pools? *Ecological Engineering* 120:622-630.

Moschella P., M. Abbiati, P. Åberg, L. Airoidi, J. Anderson, F. Bacchiocchi, F. Bulleri, G.E. Dinesen, M. Frost och E. Gacia. 2005. Low-crested coastal defence structures as artificial habitats for marine life: using ecological criteria in design. *Coastal Engineering* 52:1053-1071.

Munday P.L., G.P. Jones, M.C. Öhman och U.L. Kaly. 1998. Enhancement of fish recruitment to coral reefs using light-attractors. *Bulletin of Marine Science* 63: 581-588.

Naturvårdsverket. 2025. Handlingsplan mot spridningsvägar för invasiva främmande arter. EU-rapportering maj 2025. <https://www.naturvardsverket.se/49e085/globalassets/amnen/invasiva-frammande-arter/pdf/planer-och-forteckningar/handlingsplan-mot-spridningsvagar-for-invasiva-frammande-arter.pdf>.

Norlinder E. och S. Andersson. 2019. Uppföljning av artificiella rev söder om Almön, Tjörns kommun. Marine Monitoring AB. <https://www.8fjordar.se/wp-content/uploads/2021/04/rapport-hummerrev.pdf>.

Oricchio F.T., G. Pastro, E.A. Vieira, A.A. Flores, F.Z. Gibran och G.M. Dias. 2016. Distinct community dynamics at two artificial habitats in a recreational marina. *Marine Environmental Research* 122:85-92.

Palmer, C. 2024. Other tenants then cod?—A study over sessile organisms' composition on artificial reefs in Hanö Bay. Lund University.

Paxton A.B., E.A. Newton, A.M. Adler, R.V. van Hoeck, E.S. Iversen Jr., J.C. Taylor m.fl. 2020. Artificial habitats host elevated densities of large reef-associated predators. *PloS one* 15(9):e0237374. doi: 10.1371/journal.pone.0237374

Paxton A.B., B.J. Runde, C.S. Smith, S.E. Lester, M.L. Vozzo, M.I. Saunders, D.a.N. Steward, H.R. Lemoine, S.R. Valdez och R.K. Gittman. 2025. Leveraging built marine structures to benefit and minimize impacts on natural habitats. *BioScience* 75:172-183.

Perkins, M.J., T.P. Ng, D. Dudgeon, T.C. Bonebrake och K.M. Leung. 2015. Conserving intertidal habitats: what is the potential of ecological engineering to mitigate impacts of coastal structures? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 167:504-515.

Perkol-Finkel S., T. Hadary, A. Rella, R. Shirazi och I. Sella. 2018. Seascape architecture—incorporating ecological considerations in design of coastal and marine infrastructure. *Ecological Engineering* 120:645-654.

Pioch S., G. Relini, J.C. Souche, M. Stive, D. De Monbrison, S. Nassif, F. Simard, D. Allemand, P. Saussol och R. Spieler. 2018. Enhancing eco-engineering of coastal infrastructure with eco-design: Moving from mitigation to integration. *Ecological Engineering* 120:574-584.

Powers S.P., J.H. Grabowski, C.H. Peterson och W.J. Lindberg. 2003. Estimating enhancement of fish production by offshore artificial reefs: uncertainty exhibited by divergent scenarios. *Marine Ecology Progress Series* 264: 265–277.

Rajasekaran C., S.A. Sannasiraj och V. Sundar. 2010. Breaking wave impact pressure on a vertical wall. *The International Journal of Ocean and Climate Systems* 1(3-4):155-166.

Ramm L.A., J.H. Florisson, S.L. Watts, A. Becker och J.R. Tweedley, J. R. 2021. Artificial reefs in the Anthropocene: a review of geographical and historical trends in their design, purpose, and monitoring. *Bulletin of Marine Science* 97(4):699-728.

Reubens J.T., M. De Rijcke, S. Degraer och M. Vincx. 2014. Diel variation in feeding and movement patterns of juvenile Atlantic cod at offshore wind farms. *Journal of Sea Research* 85:214-221.

Santoso P., Setiawan F., Subhan B., Arafat D., Bengen D.G., Iqbal Sani L.M. m.fl. 2022. Influence of coral reef rugosity on fish communities in marine reserves around Lombok Island, Indonesia. *Environmental Biology of Fishes*, 105(1), 105-117.

Sawyer A.C., J.D. Toft och J. R. Cordell. 2020. Seawall as salmon habitat: eco-engineering improves the distribution and foraging of juvenile Pacific salmon. *Ecological Engineering* 151:105856, doi:10.1016/j.ecoleng.2020.105856.

Schaefer N., F. Sedano, M.J. Bishop, K. Dunn, M.H. Haeusler, K.D. Yu, Y. Zavoleas och K.A. Dafforn. 2023. Facilitation of non-indigenous ascidian by marine eco-engineering interventions at an urban site. *Biofouling* 39:80-93.

Schoonees T. (2014). Impermeable recurve seawalls to reduce wave overtopping (Doctoral dissertation, Stellenbosch: Stellenbosch University). <https://scholar.sun.ac.za/server/api/core/bitstreams/8c04fe1d-62d7-4e5c-a298-42fe741449f9/content>.

Schoonees T., A. Gijón Mancheño, B. Scheres, T. Bouma, R. Silva, T. Schlurmann och H. Schüttrumpf. 2019. Hard structures for coastal protection, towards greener designs. *Estuaries and Coasts* 42:1709-1729.

Scott M.E., J.A. Smith, M.B. Lowry, M.D. Taylor och I.M. Suthers. 2015. The influence of an offshore artificial reef on the abundance of fish in the surrounding pelagic environment. *Marine and Freshwater Research* 66:429-437.

Seitz R.D., H. Wennhage, U. Bergström, R.N. Lipcius och T. Ysebaert. 2014. Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal of Marine Science* 71:648-665.

Shani A., Polak O. och N. Shashar. 2012. Artificial reefs and mass marine ecotourism. *Tourism Geographies* 14(3):361-382.

Sherrard T.R., S.J. Hawkins, P. Barfield, M. Kitou, S. Bray och P.E. Osborne. 2016. Hidden biodiversity in cryptic habitats provided by porous coastal defence structures. *Coastal Engineering* 118:12-20.

Sreekanth G.B., N.M. Lekshmi och A. Patil. 2019. Performance of a shipwreck as an artificial fish habitat along Goa, west coast of India. *Journal of Environmental Biology* 40(2):170-176.

Strain E.M.A., C. Olabarria, M. Mayer-Pinto, V. Cumbo, R.L. Morris, A.B. Bugnot, K.A. Dafforn, E. Heery, L.B. Firth, P.R. Brooks och M.J. Bishop. 2018. Eco-engineering urban infrastructure for marine and coastal biodiversity: Which interventions have the greatest ecological benefit? *Journal of Applied Ecology* 55:426-441.

Stolk P., K. Markwell och J. Jenkins. 2005. Perceptions of artificial reefs as scuba diving resources: a study of Australian recreational scuba divers. *Annals of Leisure Research* 8(2-3):153-166.

Suedel B.C., J. Calabria, M.V. Bilskie, J.E. Byers, K. Broich, S.K. McKay, A.S. Tritinger, C.B. Woodson och E. Dolatowski. 2022. Engineering coastal structures to centrally embrace biodiversity. *Journal of Environmental Management* 323:116138, doi:10.1016/j.jenvman.2022.116138.

Swift V. 2024. The effects of coastal artificial reefs on biodiversity, aquatic food security and ecosystem services. Master thesis, SLU.

Van Elden S., J.J. Meeuwig, R.J. Hobbs och J.M. Hemmi. 2019. Offshore oil and gas platforms as novel ecosystems: A global perspective. *Frontiers in Marine Science* 6:548, doi:10.3389/fmars.2019.00548.

Vivier B., J.-C. Dauvin, M. Navon, A.-M. Rusig, I. Mussio, F. Orvain, M. Boutouil och P. Claquin. 2021. Marine artificial reefs, a meta-analysis of their design, objectives and effectiveness. *Global Ecology and Conservation* 27:e01538, doi:10.1016/j.gecco.2021.e01538.

Vozzo M., M. Mayer-Pinto, M. Bishop, V. Cumbo, A. Bugnot, K. Dafforn, E. Johnston, P. Steinberg och E. Strain. 2021. Making seawalls multifunctional: The positive effects of seeded bivalves and habitat structure on species diversity and filtration rates. *Marine Environmental Research* 165:105243, doi:10.1016/j.marenvres.2020.105243.

Wang Z., Y. Chen, S. Zhang, K. Wang, J. Zhao och Q. Xu. 2015. A comparative study of fish assemblages near aquaculture, artificial and natural habitats. *Journal of Ocean University of China* 14:149-160.

Waltham N.J. och M. Sheaves. 2018. Eco-engineering rock pools to a seawall in a tropical estuary: microhabitat features and fine sediment accumulation. *Ecological Engineering* 120:631-636.

Zapata M.J., S.M.P. Sullivan och S.M. Gray. 2019. Artificial lighting at night in estuaries—Implications from individuals to ecosystems. *Estuaries and Coasts* 42:309-330.

Žilinskas G., R. Janušaitė, D. Jarmalavičius, L. Jukna och D. Pupienis. 2025. Possibilities for Mitigating Coastal Erosion in the Downdrift Zone of Port Jetties Using Nearshore Nourishment: A Case Study of Klaipėda Port, Lithuania. *Journal of Marine Science and Engineering* 13(4):628.

Öhman M.C. och A. Rajasuriya. 1998. Relationships between habitat structure and fish communities on coral and sandstone reefs. *Environmental Biology of Fishes* 53: 19–31.

Öhman M.C. 2006. Konstgjorda marina rev och fiskbiotoper. *Kustfiske och fiskevård*, sid. 187–191 (redaktörer Lindgren B, Carlstrand H).

Öhman M.C. 2023. Effekter av havsbaserad vindkraft på fisk. *Vindval Naturvårdsverket Rapport 7115*.

Bilaga A Översikt över effekter av artificiella strukturer på akvatiskt liv utifrån den granskade litteraturen

Tabell A1 Exempelbaserad sammanställning av effekter av artificiella strukturer i akvatiska ekosystem, utan specifik ekologisk design, på olika grupper av akvatiska organismer, baserat på empiriska enskilda studier och metaanalyser. Sorterade i kronologisk ordning.

Ekosystem	Typ av struktur	Fisk, kräftdjur	Epibenthos, alger	Referens
Kustnära anläggningar i Danmark, Italien, Spanien och Storbritannien	Strandparallella strukturer för kustskydd		De vanligaste arterna, som också observerades på naturliga hårds substrat i närheten, fanns, men artsamhällets sammansättning var annorlunda och artrikedomen i allmänhet lägre.	Moschella m.fl. 2005
Coastal areas, global metaanalysis	Erosionsskydd runt vindkraftsturbiner	Lokal ökad täthet av fisk vid erosionsskyddet, jämfört med referensområden, i ungefär hälften av 26 utvärderade studier. Ökade artantal av fisk i fyra av tio studier.		Glarou m.fl. 2020
Västerhavet, Sverige	Artificiella rev	Fyra år efter installationen 2003 högre täthet av olika arter fisk och kräftdjur vid reven än i omgivande områden (till exempel torsk och hummer). Torsk vid reven större än i referensområden. Mindre eremitkräftor och små krabbarter vid reven. Högre äggproduktion av hummer.		Egriell m.fl. 2007; Kraufvelin m.fl. 2023
Östersjön, Sverige	Artificiella rev	Preliminära resultat indikerar att förekomsten och storlek av torsk verkar vara högre vid reven än i närliggande områden.	Under det första året koloniserades revstrukturerna av bland annat blåmusslor, hydroider (nässeldjur), havstulpaner, bryozoa (mossdjur), rödalger och grönalger.	Palmer 2024
Norra Adriatiska havet	Artificiella strukturer, till exempel strandskoningar		Två till tre gånger högre förekomst av främmande arter av ascidier (sjöpungar) vid strukturer byggda i kustområden med mjuka botten, jämfört med naturliga hårda strukturer eller artificiella strukturer i kustområden med naturliga hårda substrat. Två gånger högre förekomst av inhemska ascidier vid de naturliga strukturerna jämfört med artificiella strukturer i närheten eller artificiella strukturer i mjukbottenområden.	Airoidi m.fl. 2015
Nordvästra Adriatiska havet, Italien	Vågbrytare	Ökning av artantal och abundanser av fisk, särskilt av sedentära arter.		Cenci m.fl. 2011
Portugals kust	Artificiella rev, konstruerade för att locka till sig fisk	Används av svartstjärtad havsruda, främst under dagtid och särskilt för att äta; men brist på vilo- och gömställen.	16 år efter installationen hittades lägre artantal och komplementaritet, lägre förekomst av blötdjur, och lägre biomassa av svampdjur vid de artificiella reven jämfört med naturliga rev i området.	Abecasis m.fl. 2013; Carvalho m.fl. 2013
Mexikanska golfen	Olje- och gasplattformar, broar och skeppsvrak	Hög fiskförekomst. Lägre artantal av fisk om höjden av strukturen var mindre än ca. 20 meter från botten.		Ajemian m.fl. 2015, 2015a
Havet utanför Sydney, Australien	Artificiella rev av stål	Lokalt (inom ca 30 m) ökade fiskabundanser. Annan sammansättning av artsamhället än vid ett närliggande naturligt rev.		Scott m.fl. 2015; Becker m.fl. 2017
Sydney Hamn, Australien	Hamn		Högst antal inhemska epibiotiska arter på naturliga vertikala revstrukturer (mestadels sandsten), följt av artificiella sandstensväggar, men främmande epibiotiska arter fanns också. Fler främmande epibiotiska arter än inhemska arter på vertikala betong- och träytor.	Glasby m.fl. 2007
Southern California Bay	Artificiella rev	Liknande artantal av fisk, samt högre fisktäthet och biomassa jämfört med naturliga rev. Annan sammansättning av artsamhället än vid närliggande naturliga rev.		Granneman och Steele, 2015
New South Wales, Australien	Strandskoningar	Högre fiskförekomst jämfört med de naturliga, flackare stenreven i området.		Davis och Smith, 2017

Ekologisk design som metod för anpassning av konstruktioner i kustvatten

		Ökande fiskförekomst med ökande längd och höjd av strandskoningarna.		
Norrvästra Australien	Rörledningar under havsytan	Högre antal fiskar, även av kommersiellt viktiga arter, runt rörledningar, särskilt när det fanns sprickor under rörledningen.		Bond m.fl. 2018
Port Phillip Bay, Australien	Artificiella rev	Högre artantal av fisk än vid naturligt rev.		Komyakova m.fl. 2019
Tempererade akvatiska ekosystem	Olika artificiella strukturer	Påverkan av artificiella strukturer på fiskrekrytering beroende av sammanhang och art. Förekomsten av makroalger på artificiella strukturer positivt relaterad till mängden ung fisk. Högre sannolikhet att artificiella strukturer förbättrar fiskrekryteringen i klara jämfört med grumligare vatten.		Macura m.fl. 2019

Tabell A2 Exemplarisk sammanställning av effekterna av ekologisk design av artificiella strukturer på grupper av akvatiska organismer, baserat på empiriska enskilda studier och metaanalyser. Sorterade i kronologisk ordning.

Ekosystem	Typ av struktur	Ekologisk design	Biologisk mångfald allmänt	Samhällen mellan tidvattnen	Fisk	Rygggradslösa djur	Makroalger	Referens
Sydney Hamn, Australien	Strandskoningar	Retroaktivt installerade artificiella hållkar		Högre artantal av alger, fastsittande och rörliga djur jämfört med kustvallen, inom några månader efter installation.		Täckningsgrad och täthet högre än vid etablerade samhällen vid strandskoningarna. Högre förekomst och artantal i grundare artificiella hållkar, och i "mid-shore" hållkar.	Liknande artantal men olika arter i hållkar jämfört med vid strandskoningarna. Täckningsgrad och täthet högre än vid etablerade samhällen vid strandskoningarna. Högre förekomst och artantal i grundare hållkar, och i "mid-shore" hållkar.	Brown och Chapman 2011; 2014
Helsingborg Hamn, Sverige	Strandpromenad i hamnen	Retroaktiv installation av mera komplexa ytstrukturer		Ökade artantal inom de första två åren efter installationen. Skillnaden i artantal jämfört med de icke modifierade ytorna blev mera utpräglad över tid.			Högre vegetationstäckning över tid inom de första två åren efter installationen.	Swift 2024
Israels kust	Vågbrytare	Användning av ekologisk gynnsam cementsammansättning. Mera komplex struktur och textur.			Högre artantal och förekomst samt lägre andel invasiva arter jämfört med lokala arter, vid den ekologiskt designade jämfört med kontrollsektionen med slät yta och	Högre artantal och förekomst, högre levande täckning, lägre andel invasiva arter jämfört med lokala arter. och högre andel habitatformande arter som ostron och bryozoer, jämfört med en kontrollsektion		Ido och Shimrit 2015

Ekologisk design som metod för anpassning av konstruktioner i kustvatten

					Portlandcement.	med slät yta och Portlandcement.		
Irlands västkust	"Intertidal causeway"	Artificiella hållkar, byggda av betong		Koloniserades snabbt av olika arter i tidvattenzonen. Två främmande arter, övriga inhemska arter, två år efter installationen.				Firth m.fl. 2016
Storbritanniens sydkust	Strukturer för kustskydd	Poröst material, som bildar ihåliga små porer.		Högre artantal inuti porerna jämfört med vid på yttre ytorna. Flera arter av rörlig fauna (till exempel polychaete-maskar, unga krabbor och unga sniglar) inuti porerna, som inte hittades på de yttre ytorna.		Dubbelt så många arter inuti porerna jämfört med på de yttre ytorna.	Dubbelt så många rödalgarter inuti porerna jämfört med på de yttre ytorna. Större täckning av <i>Ulva spp.</i> på de yttre ytorna.	Sherrard m.fl. 2016
Global metaanalys	Hållkar (både naturliga och artificiella)	Olika storlekar, djup och utföranden	I de flesta studier högre artantal i hållkar jämfört med vid närliggande klippor, men med stor variation mellan olika platser. Hållkar utgjorde generellt livsmiljö för flera arter som inte fanns på klipporna. Detta kan även omfatta främmande arter.	Antal bottenlevande arter var inte relaterad till djup, yta och volym hos hållkar.	Artantal av fisk ökade med djupet i hållkar, samt med yta och volym.			Bugnot m.fl. 2018
Globala kustområden	Olika	Tillägg av mikrohabitat		Ökade antal av fastsittande och bottenlevande arter i vattenhållande strukturer, t.ex. artificiella hållkar. Ökade antal av fastsittande arter från aktiv tillförsel ("seeding") av habitatformande arter.	Ökade artantal från tillägg av mjuka strukturer och habitatformande arter.			Strain m.fl. 2018
Sydney Hamn, Australien	Artificiella hållkar	Med eller utan extra mikrostruktur genom kokospaneler på bakväggen av de artificiella hållkar.	Tätheten av fastsittande och rörliga arter liknande i hållkar med eller utan kokospanel fram till 16 veckor efter installation. Tätheten		Liknande genomsnittlig täthet och relativa abundans av olika fiskarter i hållkar med eller utan kokospanel.			Morris m.fl. 2018

Ekologisk design som metod för anpassning av konstruktioner i kustvatten

			högre i hållkaren utan kokospanel efter 32 veckor. Installationen av kokospanelen påverkade inte andelen eller täckningsgraden av främmande arter, och i alla hållkar verkade andelen främmande arter minska med tiden.					
Townsville, Australien	Strandskoning	Installation av artificiella hållkar i form av betonglådor vid medelvattenstånd, med olika lutningar.	Efter två år fanns det olika samhällen på lådornas innerväggar jämfört med på strandskoning. Inga främmande arter hittades i de artificiella hållkaren.	Högre täckningsgrad av alger och ryggradslösa djur i de artificiella hållkaren än på strandskoning efter 12 månader. Högst artantal av inhemska bottenlevande djur på väggarna i de artificiella hållkaren med överhängande lutning.				Waltham och Sheaves 2018
Israel, Medelhavet	Strandskoning	Tillägg av paneler av "bioförbättrade betong" med hög strukturell komplexitet.		Vissa arter av bryozoa och korallalger började rekrytera tidigare på ED-panelerna än på den icke modifierade strandskoning, och nådde högre levande täckningsgrad. Efter 22 månader ungefär dubbelt så högt artantal av epibiotiska organismer på ED-panelerna jämfört med strandskoning. Förhållandet mellan invasiva och inhemska arter lägre på ED-panelerna jämfört med på strandskoning.				Perkol-Finkel m.fl. 2018
Elliott Bay, USA	Vertikal strandskoning av betong, och pirar	Transparenta glasblock i strukturerna, bänklänkande strukturer i höjd med tidvattnets mittennivå, och ökad textur			Jämnare fördelning av unga lax mellan olika habitatklasser vid kusten. Ökad användning av			Sawyer m.fl. 2020

Ekologisk design som metod för anpassning av konstruktioner i kustvatten

		och komplexitet av ytan.			strandnära livsmiljöer under pirar av ung lax för predation, särskilt vid lågvatten. Ökad födosöksfrekvens för lax mellan och under pirar vid strandskoningen.			
Victoria, Australien	Aktiv tillförsel av musslor i en hamn vid kusten	Musselrep lindade runt pålar (bouchot-metoden), eller musslor placerade i burar på en vågbrytare. Ställningar och musselrep placerade under pontoner.				Rekrytering och tillväxt av musslor. Artantal av inhemska ryggradslösa djur var större på de musselsådda rep än på rep utan tillförda musslor, och biomassan av inhemska arter av ryggradslösa djur var större.		Adams m.fl. 2021
Sydney Hamn, Australien	Strandskoning av sandsten	Tillägg av betongplattor med högre strukturell komplexitet (sprickor), och på vissa plattor även sådd med en inhemska ostronart.		Efter 12 månader högre artantal av suspensionsätare vid högre strukturell komplexitet. Högre förekomst av suspensionsätare på de komplexa ytorna, jämfört med platta eller osådda plattor. Kolonisering av främmande arter låg jämfört med det totala artantalet.				Vozzo m.fl. 2021
Sydney Hamn, Australien	Strandskoning	Tillägg av betongplattor med högre strukturell komplexitet		En invasiv sjöpungrart (Ascidia) blev dominant på vissa ED-designade plattor.				Schaefer m.fl. 2023

Ekologisk design som metod för anpassning av konstruktioner i kustvatten

En kunskapsöversikt

Denna utredning har genomförts på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten (HaV). Syftet är att visa på olika möjligheter till och erfarenheter av att minska de konstruerade artificiella miljöernas negativa inverkan på biologisk mångfald genom ekologisk design i samband med byggnation. Uppdraget utgör en del av regeringsuppdragen till HaV om att stärka akvatisk restaurering inom kust- och avrinningsområden.

I den här rapport användes en systematisk vetenskaplig litteraturöversikt för att sammanfatta det befintliga kunskapsläget i forskningen om effekter av artificiella strukturer på akvatiskt liv, med fokus på kunskap om potentialen för ekologisk design. Med ett ökat byggande i havsmiljön ökar också potentialen för att lindra exploaterings effekter med hjälp av så kallad ekologisk design (på engelska ecological engineering). Ambitionen är att rapporten ska tjäna som underlag för fortsatta försök med ekologisk design av konstruktioner i den akvatiska miljön och även inspirera till ytterligare kunskapsuppbyggnad på området.

Vi arbetar för levande hav och vatten

Havs- och vattenmyndigheten, HaV, är en statlig förvaltningsmyndighet inom miljöområdet. Vi arbetar på regeringens uppdrag för bevarande, restaurering och hållbart nyttjande av sjöar, vattendrag, hav och fiskresurserna