



PLASTFÖRORENINGAR FRÅN SVERIGES FLYTBRYGGOR

HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2025:5

EMBLA EKSTRÖM, HAVSMILJÖINSTITUTET

KRISTJAN LAAS, HAVSMILJÖINSTITUTET

SEBASTIEN RAUCH, CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

BRITT-MARIE WILEN, CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

UPPDRAGSRAPPORT

Denna rapport har tagits fram av Havsmiljöinstitutet, i samarbete med Chalmers tekniska högskola, på uppdrag av *Havs- och vattenmyndigheten*. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten, vilket inte innebär något ställningstagande från *Havs- och vattenmyndighetens* sida.

Havsmiljöinstitutets rapport nr 2025:5

Titel: Plastföroreningar från Sveriges flytbryggor.

Författare: Embla Ekström, Havsmiljöinstitutet;
Kristjan Laas Havsmiljöinstitutet; Sebastien
Rauch, Chalmers Tekniska Högskola; Britt-Marie
Wilen, Chalmers Tekniska Högskola.

Publicerad: 2025-12-19

Kontakt: embla.ekstrom@gu.se

www.havsmiljoinstitutet.se

Referens till rapporten: Ekström, E., Laas, K.,
Rauch, S. & Wilen, B-M. (2025). Plastföroreningar
från Sveriges flytbryggor. Rapport nr 2025:5, Havs-
miljöinstitutet.

Havsmiljöinstitutet verkar för att bistå myndigheter
och andra aktörer inom havsmiljöområdet med ve-
tenskaplig kompetens.

Omslagsfoto: En flytbrygga invid ett båthus.

Foto: Felix Steinbrecher.

FÖRORD

Denna rapport har tagits fram av Havsmiljöinstitutet på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten (HaV) för att bidra till myndighetens arbete för en god havsmiljö samt målet om att uppnå en god miljöstatus i Sveriges marina områden. Marin nedskräpning är ett miljöproblem som skadar både djur och natur och som på sikt försämrar havsmiljön även för oss människor (Havs- och vattenmyndigheten 2023). Av allt skräp som tillförs havet står plast för den största andelen. Materialet cellplast (allmänt känt som frigolit) används ofta i marina tillämpningar, bland annat i utföranden som kräver flytkraft i vatten, som till exempel bojar och flytbryggor. Havsmiljöinstitutet har under flera år arbetat systematiskt för att adressera fritidsbåtars påverkan i kustzonen, bland annat genom Arbetsgruppen för hållbart båtliv, som i sin senaste publikation *Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige* från 2019, beskriver flera aspekter av den påverkan som bryggor har på Sveriges marina miljö.

Det regionala samarbetet för att genomföra Havsmiljödirektivet (Ramdirektiv om en marin strategi 2008/56/EG) sker genom Helcom och Ospar. Där pågår nu ett arbete för att utreda flytbryggor som potentiella bidragare till marin plastförorening av cellplast. HaV är ansvarig myndighet för genomförandet av Havsmiljödirektivet i Sverige genom Havsmiljöförordningen (SFS 2010:1341). Denna rapport är skriven för att stötta detta arbete. Rapporten riktar sig därför främst till HaV som är beställare av uppdraget. Sammanställningen i denna rapport, av data rörande flytbryggors förekomst och dess materialkomposition, kan även vara till nytta för de många båtklubbar och kommuner som bidragit med information till undersökningen.

Rapporten har författats av Embla Ekström och Kristjan Laas, Havsmiljöinstitutet, samt Britt-Marie Wilén och Sebastien Rauch, professorer i Vatten miljö teknik vid Institutionen för Arkitektur och samhällsbyggnadsteknik på Chalmers tekniska högskola. Embla Ekström har projektlett arbetet och skrivit kapitel 1, 2, 3.1, 3.1.1, 3.1.2, 4.3, 5, 6.1 och 7. Kristjan Laas, har bidragit med ett juridiskt perspektiv och skrivit kapitlen 3.1.3 och 3.1.4. Sebastien Rauch och Britt-Marie Wilén, har genomfört litteraturstudien samt analyserat potentiella risker utifrån, den via enkätstudien rapporterade, förekomsten av flytbryggor innehållande EPS eller XPS. De båda har skrivit kapitel 2, 4.1, 6.2, 6.3 och 7. Sammanfattning har skrivits gemensamt. Samtliga författare har godkänt rapporten i sin helhet. Författarna är angivna i bokstavsordning.

Vi vill rikta ett stort tack till de respondenter som tagit sig tid att bidra till Havsmiljöinstitutets enkätundersökning som var en viktig komponent i denna rapport. Även Väst kuststiftelsens bidrag i form av ett gediget arkiv med bilder på uppspolade strandfynd av flytbryggor innehållande cellplast har varit till stor hjälp. Slutligen vill vi också tacka de granskare som läst och bidragit med nyttiga kommentarer i slutskedet av arbetet - tack!

19 december 2025

Embla Ekström, projektledare på Havsmiljöinstitutet

INNEHÅLL

Förord	3
Innehåll	4
Ordlista	6
Sammanfattning	7
English summary	8
1. Inledning	9
1.1. Syfte.....	9
2. Metod	10
3. Bakgrund	11
3.1. Flytbryggor.....	11
3.1.1. Utformning	11
3.1.2. Funktion	11
3.1.3. Tillståndskrav för att bygga flytbryggor	12
3.1.4. Krav om avfallshantering	13
4. Marin plastförorening	14
4.1. Utsläpp.....	14
4.1.1. Källor till skummad polystyren i den marina miljön	14
4.1.2. Förekomst och spridning av frigolit i marina miljöer	14
4.1.3. Nedbrytning av frigolit i marina miljöer	15
4.1.4. Cellplast som bärare av- och källa till kemikalier i den marina miljön	16
4.2. Effekter av polystyren i den marina miljön	17
4.3. Reglerande ramverk	18
4.3.1. FN	18
4.3.2. Scientist Coalition for an Effective Plastic Treaty	18
4.3.3. EU	19
4.3.4. Ospar	19
4.3.5. Helcom	19
4.3.6. Nationellt	20
5. Resultat	21
5.1. Sveriges Kommuner	21
5.1.1. Bryggans konstruktion	22
5.1.2. Hantering av bryggan	23
5.2. Båtklubbar.....	27
5.2.1. Bryggans konstruktion	28
5.2.2. Hantering av bryggan	29
5.3. Okulär dokumentation av flytbryggor	30
5.3.1. Flytbryggor i marin miljö	31

5.3.2.	Flytbryggor i inlandsvatten	33
5.3.3.	Uttjänta flytbryggor och strandfynd	36
6.	Diskussion	38
6.1.	Användningen av flytbryggor i sverige	38
6.2.	Extrapolering utifrån enkätundersökningen	39
6.3.	Potentiella risker	41
7.	Slutsatser	41
7.1.	Rekommendationer	42
	Referenser	44
	Fotnoter	51

ORDLISTA

Abiotiskt substrat	Icke-levande underlag eller material som en organism (växt, svamp, bakterie) kan växa eller fästa sig på.
Bioackumulering	Upptag och lagring av miljögifter som finns i födan. Processen leder till en ökad koncentration av ämnet i organismen över tid. Även om halterna i till exempel växter och insekter är låga, kan ett djur högre upp i näringskedjan få i sig höga halter genom att äta många smådjur eller växter.
Fotolytiska nedbrytningsprocesser	När ett ämne bryts ned (sönderdelas) av ljus, särskilt ultraviolett (UV) strålning, som tillför nödvändig energi för att bryta kemiska bindningar, som vid nedbrytning av bekämpningsmedel på jordytan, eller när vatten splittras till väte och syre under fotosyntes.
Makroplaster	Det finns ingen fastställd definition för makroplast. Enligt EU TG ML avses plastföremål och plastbitar/delar större än 25 mm.
Mikroplaster	Fasta partiklar av plast och gummi oberoende av form (exempelvis som korn, flagor och fibrer), som är mellan 1 nm och 5 mm i sin största dimension och som är olösliga i vatten. Syntetiska fibrer med en längd mellan 3 nm och 15 mm och ett längd till diameter förhållande >3 räknas också in i detta begrepp.
Polystyren	En vanlig och billig termoplast som förekommer i många olika typer av plastprodukter. Ett vanligt exempel är livsmedelsförpackningar.
Polystyrenmolekyl	Plast är ett material som byggs upp av långa kedjor av molekyler som kallas polymerer. Polystyrenmolekyler är ett exempel på dessa.
Styrenoligomerer	Styrenoligomerer är kortare kedjor (oligomerer) av styrenmolekyler som bildas när styren (en monomer) polymeriseras, det vill säga kopplas samman, men inte till fullständiga, långa polymerkedjor som i polystyren.
Styrenpolymerer	Ett plastmaterial som skapas genom att sammanlänka styrenmolekyler (monomerer) till långa kedjor (polymerer), mest känd är Polystyren.
Termiska nedbrytningsprocesser	Kemiska reaktioner som utlöses av värme, där komplexa ämnen bryts ner till enklare molekyler.

SAMMANFATTNING

Denna rapport syftar till att kartlägga den nationella förekomsten av flytbryggor och dess komposition. Rapporten presenterar en nulägesbeskrivning av såväl förekomsten av flytbryggor innehållande frigolit, som av bryggförvaltarnas kunskap om densamma. Undersökningen baseras på en litteraturstudie i kombination med en enkätundersökning riktad till Sveriges kommuner och båtklubbar registrerade vid Svenska Båtunionen, och en okulär undersökning av flytbryggor.

Resultaten visar att flytbryggor är vanligt förekommande i svenska vatten och att ansökningarna till länsstyrelser för att uppföra ytterligare flytbryggor är många och förväntas öka. Åldersvariationen och antalet bryggmeter per brygganläggning är stor bland de flytbryggor som rapporterats in via enkäterna, samtidigt kan mörkertalet antas vara stort då svarsfrekvensen inte genererade en geografiskt heltäckande bild över förekomsten av flytbryggor. Detta medför svårigheter i att dra konkreta slutsatser utifrån datainsamlingen.

Utifrån litteraturstudien står det klart att olika former av polystyren (EPS och XPS) utgör en väsentlig del av den plastförorening som idag påverkar den akvatiska miljön, i såväl internationellt vatten som svenska sjöar, kuster och vattendrag. Utifrån de okulära undersökningarna som gjorts inom ramarna för detta uppdrag kan det konstateras att påväxten av organismer på de flytelement som förblir sjösatta året om är påtaglig, speciellt i marin miljö. Påväxten bedöms emellertid inte utgöra något skydd mot plastläckage, då organismer som har en förmåga att gräva sig in i materialet har en hög upptagningsförmåga av såväl plastpartiklar som diverse giftiga kemikalier samt kan orsaka betydande skador på EPS-strukturer. Vidare kan det konstateras att cirka 20 procent av flytbryggorna som kartlagts med hjälp av denna undersökning förväntas ha skadade flytelement i någon omfattning.

Mer detaljerad information från de som förvaltar bryggorna skulle behövas för att kunna bedöma om den nuvarande förekomsten av flytbryggor med delvis oskyddad frigolit har en påtagligt negativ påverkan på Sveriges vattenmiljöer. Undersökningen visar att tillgänglig information om Sveriges nuvarande bestånd av flytbryggor är för bristfällig för att bedöma om flytbryggor är en väsentlig källa till frigolit i svensk marin miljö. Ytterligare studier för att ta reda på hur många bryggmeter av Sveriges bryggbestånd som består av oskyddade flytelement av frigolit är nödvändiga för att kunna kvantifiera hur mycket av det plastläckage som sker kommer från just flytbryggor innehållande EPS eller XPS i Sverige.

Utifrån undersökningen rekommenderas förvaltare av flytbryggor, exempelvis kommuner, att tillämpa försiktighetsprincipen¹ enligt 2 kap. 3 § i miljöbalken vid fortsatt nyttjande.

¹ Verksamhetsutövaren ska vidta åtgärder eller begränsningar i sin verksamhet eller vidta andra försiktighetsåtgärder för att förebygga, hindra eller motverka att skada eller andra olägenheter för miljö eller hälsa uppstår.

ENGLISH SUMMARY

This report aims to map the national prevalence of floating docks and their composition. The report presents a description of the current situation regarding both the prevalence of floating docks containing polystyrene and the knowledge of dock managers regarding the same.

The literature study combined with the survey to Swedish municipalities and boat clubs registered with the Swedish Boat Union has shown that floating docks are common in Swedish waters, and that applications to county administrative boards to construct additional floating docks are numerous and expected to increase. There is considerable variation in age and number of metres per jetty facility among the floating docks reported in the survey, while at the same time there are many unreported cases. This has made it difficult to draw concrete conclusions from the data collected. The survey shows that Styrofoam and other cellular plastics are commonly used materials for floating elements in the construction of floating jetties in Sweden, a material that has been classified by the International Agency for Research on Cancer as possibly carcinogenic to humans.

Based on the literature review, various forms of polystyrene (EPS and XPS) constitute a significant part of the plastic pollution that currently affects the aquatic environment, both in international waters and in Swedish lakes, coasts and waterways. In addition, based on the visual inspections of floating docks, it can be concluded that the growth of marine organisms on the examined floating elements that remain in the sea all year round is significant, but less so in inland lakes. However, this growth is not considered to provide any protection against plastic leakage, as organisms that can burrow into the material have a high absorption capacity for both plastic particles and various toxic chemicals and can cause significant damage to EPS structures. Furthermore, it can be noted that the floating elements of approximately 20 per cent of the floating jetties surveyed in this study are expected to be damaged to some extent.

To determine whether the current prevalence of floating docks with partially unprotected Styrofoam has a significant negative impact on Sweden's aquatic environment, more detailed information is required from the actors who manage this type of dock. The study has shown that the available information on Sweden's current floating docks is too incomplete to perform detailed calculations on the impact that they have on the marine plastic pollution. Further studies on how many metres of Sweden's floating docks that consist of unprotected floating elements made of polystyrene are necessary in order to quantify how much of the plastic leakage that occurs comes from floating jetties containing EPS or XPS in Sweden.

Based on the study, it is recommended that managers of floating docks, such as municipalities, apply the precautionary principle in accordance with Chapter 2, Section 3 of the Swedish Environmental Code when continuing to use floating docks.

1. INLEDNING

Marin nedskräpning är ett miljöproblem som skadar både djur och natur och som på sikt försämrar havsmiljön vilket även påverkar oss människor (Havs- och vattenmyndigheten 2023). Av allt skräp som tillförs havet står plast för den största andelen. De flesta plaster är extremt hållbara material och kan användas och bestå i den marina miljön under en avsevärd tid. Plaster bryts emellertid också ned och fragmenteras i miljön, till följd av exponering för solljus samt fysikalisk och kemisk nedbrytning. Denna nedbrytning av större föremål resulterar i många små plastfragment, som när de är mindre än 5 mm kallas *sekundära mikroplaster*. Andra mikroplaster som kan hittas i den marina miljön kategoriseras som *primära mikroplaster*, på grund av att de produceras antingen för direkt användning, till exempel för industriella slipmedel, eller för indirekt användning, till exempel som produktion av pellets (Ospar, 2024).

De vanligaste bryggtyperna längs Sveriges kust är flytbryggor och pålade bryggor. Fördelningen av de två varianterna varierar över landet, men i en studie som gjordes i Västra Götalandsregionen utgjordes 29 procent av flytbryggor medan resterande 71 procent var pålade bryggor (Moksnes et al., 2019). Däremot är flytbryggor dominerande i ansökningar för ny- eller ombyggnationer av bryggor, så procenten av flytbryggor kan därför antas öka (Eriander et al., 2017). Flytbryggor som är understödda av flytblock av cellplast kan läcka små plastpartiklar till det omgivande vattnet, i synnerhet frigolit som lätt går sönder vid påväxt (ibid). Även borrande organismer, exempelvis små vattenlevande kräftdjur och maskar, som uppehåller sig på pontonerna har påvisats bidra till ökade utsläpp av mikroplaster (Davidson, 2012). Det totala plastläckaget från kombinerade utsläppskällor, såsom bryggor och tillförsel från dagvatten, i Sveriges sammantagna småbåtshamnar uppskattas till mellan 2 och 176 ton/år (Magnusson et al., 2016). Dessa plaster kan tas upp av marina växter och djur vars habitat är beläget i området kring flytbryggan, vilket i sin tur leder till bioackumulering i den marina miljön (Lusher, 2015).

1.1. SYFTE

Syftet med rapporten är att belysa den nationella förekomsten av flytbryggor med pontoner (flytkroppar) av expanderad polystyren (EPS), eller extruderad polystyren (XPS), vid kommunala badanläggningar och kommunala samt privata småbåtshamnar i Sverige. Det gäller pontoner där polystyrenen är helt, delvis, eller inte all täckt.

I nästa kapitel beskrivs metoder för faktainsamling. Därefter följer ett avsnitt om marin plastförorening som inkluderar hur utsläppen sker, effekter av polystyren i den marina miljön samt reglerande ramverk för att minska denna. Därefter följer resultatkapitlet vilket presenterar de resultat som inkommit via de olika delstudierna i undersökningen; enkätstudie, litteraturstudie och okulär undersökning av flytbryggor. Slutligen återfinns en diskussion och slutsatser av de presenterade resultaten.

2. METOD

För att svara mot syftet har två huvudsakliga metoder nyttjats för att samla in material. Dels enkäter till samtliga Sveriges kommuner och de båtklubbar som finns registrerade hos Svenska Båtunionen, med frågor rörande kommunens eller klubbens innehav av flytbryggor och förvaltningen av dessa. Genom att skicka ut enkäterna parallellt har undersökningen försökt kartlägga både bryggor som ägs av privata aktörer och bryggor som ägs och drivs inom kommunens ansvar. Enkätformuläret utformades i samverkan av projektgruppen och utredare på HaV. Enkätstudien genomfördes under tidsperioden november 2024 – januari 2025. Materialet har kompletterats med ett tiotal intervjuer per telefon i de fall då respondenten haft ytterligare information att tillägga eller för att inhämta svar från de kommuner som inte besvarade enkäten innan tidsfristen löpte ut.

Kunskapsinhämtning har även skett genom en litteraturstudie för att samla fakta och underbygga analys av materialen EPS och XPS, samt materialens potentiella miljöpåverkan. Litteraturstudien ligger till grund för såväl fakta om materialen EPS och XPS, som deras potentiella miljöpåverkan.

Resultaten sammanfattades för att göra en första bedömning av frågor kopplade till användningen av flytbryggor med frigolit. En uppskattning av det totala antalet flytbryggor gjordes utifrån enkätresultaten. Detta genom att först beräkna summan av flytbryggor i alla svarande kommuner och därefter extrapolera till hela Sverige.

En analys genomfördes med utgångspunkt i resultaten från enkätundersökningen i syfte att uppskatta antalet flytbryggor som innehåller frigolit. De insamlade enkätuppgifterna användes för att uppskatta antalet flytbryggor inom de kommuner och småbåtshamnar som besvarat enkäten. Dessa uppskattningar extrapolerades till nationell nivå, under antagandet att det insamlade datamaterialet är statistiskt representativt för samtliga kommuner i landet. Det totala antalet flytbryggor (N) uppskattades utifrån det rapporterade antalet flytbryggor (A), dividerat med svarsfrekvensen (R), separat för kommuner (k) och småbåtshamnar (sbu). Antalet flytbryggor som innehåller frigolit (N_{EPS}) beräknades genom att multiplicera det uppskattade antalet flytbryggor med andelen flytbryggor som innehåller frigolit (p). Ett felintervall på ± 10 procent tillämpades på samtliga resultat, varefter värdena avrundades. Resultaten av dessa beräkningar ska tolkas som indikativa snarare än exakta.

$$N = \left(\frac{\sum A_k}{R_k} \right) + \left(\frac{\sum A_{sbu}}{R_{sbu}} \right) \quad (1)$$

$$N_{EPS} = \left(\frac{\sum A_k}{R_k} \right) \times p_k + \left(\frac{\sum A_{sbu}}{R_{sbu}} \right) \times p_{sbu} \quad (2)$$

3. BAKGRUND

I detta avsnitt ges grundläggande beskrivningar av flytbryggors utformning och funktion, samt de juridiska ramverk som omger tillståndsgivning för- och användande av flytbryggor.

3.1. FLYTBRYGGOR

Platsens karaktär är till stor del avgörande för hur mycket en flytbrygga påverkar det omgivande vattnet. Faktorer så som väderutsatthet, djup, bottensubstrat, mängden tillförd växtnäring, strömmande eller lugnt vatten med mera påverkar bryggans miljöpåverkan (Moksnes et al., 2019). Dessa faktorer har även en stor påverkan på växt- och djurlivet. Våg- och vindskyddade grunda vikar är värdefulla habitat för en mängd olika arter. Natura 2000-områden, naturreservat eller andra platser av skyddsvärda vatten bör därför hållas skyddade från i synnerhet småbåtsanläggningar. Material som betong, plast, metall eller inkapslat trä är att föredra framför impregnerat trä (Poston, T. M., 2001; Länsstyrelsen Stockholm, 2018). De miljömässiga effekterna av etableringen av en enskild brygga kan förväntas vara relativt liten, men den samlade effekten av flera bryggor och omkringliggande påverkansfaktorer ger en påtagligt kumulativ effekt (Moksnes et al., 2019).

3.1.1. Utformning

Cellplast används ofta i marina tillämpningar, bland annat i konstruktioner som kräver flytkraft i vatten, exempelvis bojar, diverse flytetyg och flytbryggor i hamnar och rekreationsområden. När cellplast används som flytunderlag kan den användas i sin råa form eller behandlas för att erhålla ytterligare skydd. Ofta målas, beläggs eller innesluts cellplasten i ett skal av hårdplast eller betong, för att öka dess hållbarhet och motståndskraft mot olika miljöförhållanden. I Sverige används vanligtvis pontoner med ett plast- eller betongskal runt en frigolitkärna. EPS utan täckning används ofta i pontoner i många delar av världen, men det anses inte vara lämpligt för de skandinaviska vinterförhållandena. I kallare klimat, där minusgrader och isbildning är vanliga, kan oskyddad EPS förlora sin strukturella integritet och flytförmåga. I kallt klimat kan pontonerna exempelvis behöva tas upp ur vattnet under vintersäsongen.

I allt högre utsträckning marknadsförs inkapslad luft i pontoner, istället för andra flytelement. Genom att använda sig av exempelvis luftfyllda polyeten- eller stålponter istället för betong och cellplast, undviks miljöpåverkan från cellplast.

3.1.2. Funktion

Frigolit är en vanlig typ av cellplast med distinkta fysiska egenskaper och dess uppträdande i den marina miljön är annorlunda jämfört med andra plasttyper. Det är en av de vanligast förekommande plasttyperna i ytvatten (Davis & Murphy, 2015). Termen ”frigolit” omfattar både expanderad polystyren (EPS) och extruderad polystyren (XPS) och frigolit används därför som samlingsbegrepp fortlöpande i rapporten när plasten utgörs av antingen EPS eller XPS. Vid ospecificerad cellplast, används i det mer generella

begreppet cellplast. Litteraturstudien som genomförts fokuserar på EPS, men förväntas vara relevant för både EPS och XPS.

Polystyren ($[\text{CH}_2\text{CH}(\text{C}_6\text{H}_5)]_n$) är en syntetisk polymer som tillverkas av styrenmonomerer. Polystyren finns i både fast och skummad form. Skummad polystyren är ett styvt lättviktsmaterial som tillverkas genom att polystyrenkolor expanderas med ånga, vilket skapar en skumstruktur som består av små, slutna celler. Frigolit är ett mångsidigt och mycket använt material som är känt för sin lätta vikt, sina isolerande och dämpande egenskaper. De slutna cellerna i frigolit är fyllda med luft, vilket gör materialet extremt lätt men ändå tillräckligt starkt för att ge skydd och isolering och flytkraft.

Det finns två huvudtyper av polystyrenskum, expanderad polystyren (EPS) och extruderad polystyren (XPS). EPS tillverkas genom att förformade kulor expanderas i en form med hjälp av ånga, vilket resulterar i ett mindre tätt och mer poröst material. XPS skapas genom en kontinuerlig extruderingsprocess vid hög temperatur, vilket ger ett mer enhetligt, tätt och styvt skum. Frigolit innehåller också ett antal kemiska komponenter som inkluderar föroreningar från tillverkningsprocessen (till exempel oreagerade monomerer och oligomerer) och tillsatser (exempelvis flamskyddsmedel). År 2008 användes 3,3 kg frigolit per person i Sverige, vilket motsvarar en total användning på cirka 30 000 ton (Lassen et al., 2019). EPS används ofta till förpackningar, engångsbehållare för livsmedel och lättviktsisolering. XPS används ofta inom byggbranschen för värmeisolering, eftersom det har utmärkt fuktbeständighet och hållbarhet.

International Agency for Research on Cancer har klassat polystyren som ”möjligt cancerframkallande för människan” (Turley 2018; IARC 2018). När båda typerna av cellplast förbränns vid höga temperaturer (över 70°C) kan de släppa ut skadliga gaser och partiklar i luften, bland annat styren, kolmonoxid och andra flyktiga organiska föreningar. EPS-kulor i sig anses i allmänhet vara giftfria, men det finns farhågor om potentiella hälso- och miljöeffekter i samband med produktion, bortskaffande och nedbrytning. Återvinning av EPS när så är möjligt kan bidra till att minska behovet av förbränning och utsläpp av skadliga ämnen i miljön. Båda typerna bryts emellertid inte ner naturligt i miljön och kan därför finnas kvar i naturen över hundratals år.

3.1.3. Tillståndskrav för att bygga flytbryggor

Strandskyddet gäller 100 meter från strandlinjen i alla svenska vatten enligt 7 kap. 14 § miljöbalken.² Syftet med strandskyddet, enligt 7 kap. 13 § miljöbalken är både att trygga allemansrättslig tillgång till strandområden och att bevara goda livsvillkor för djur- och växtliv. I vatten som ligger inom strandskyddet så krävs generellt en dispens för att få bygga en brygga. Dispensen krävs eftersom det är förbjudet att utföra anläggningar (bryggor) som kan avhålla allmänheten från att beträda områden där den annars skulle få färdas fritt, eller att vidta åtgärder som väsentligt förändrar livsvillkoren för djur- eller växtarter enligt 7 kap. 15 § miljöbalken. Bryggor förändrar alltid livsvillkoren för djur- och växtliv,

² Strandskyddet kan också vara utvidgat upp till 300 meter från strandlinjen, men det påverkar inte frågan om bryggor som alltid ligger inom 100 meter.

men det kan i enskilda fall argumenteras för att det inte är väsentliga förändringar och att det därmed inte är förbjudet att anlägga bryggan. I sådana fall skulle dispens inte krävas, men då anläggande av bryggor i stort sett alltid är en fråga om inskränkning av den allmångsrettliga tillgången till strandområdet kommer de alltid att prövas i stor utsträckning.

Dispens kan lämnas om det finns särskilda skäl att tillåta bryggan enligt 7 kap. 18c § miljöbalken. För bryggor är det framför allt dispensgrunden att anläggningen för sin funktion behöver ligga vid vattnet som är aktuell, men det kräver att behovet inte kan tillgodoses utanför området.³ Dispenser får enligt 16 kap. 2 § i miljöbalken förenas med villkor, i fråga om bryggor exempelvis att flytelementen inte får utgöras av oskyddad cellplast. Skydd för djur- och växtliv har enligt en tidigare studie inte varit den centrala frågan i dispensbedömningar av bryggor (Eriander et al., 2017).

Att anlägga en brygga räknas enligt 11 kap. 3 § miljöbalken som vattenverksamhet. Huvudregeln enligt 11 kap 9 § miljöbalken, är att det krävs tillstånd för vattenverksamheter. För att bygga bryggor krävs därför tillstånd eller anmälan om vattenverksamhet. För mindre omfattande vattenverksamhet räcker det med anmälan istället för ansökan om tillstånd, om den påverkar en bottenyta mindre än 500 m² i vattendrag eller 3 000 m² i andra vattenområden såsom sjöar och hav.⁴ För en stor majoritet av bryggor räcker det alltså med anmälan. Efter att en anmälan är tillräckligt utredd får tillsynsmyndigheten (länsstyrelsen) besluta om förbud, förelägga om försiktighetsmått som krävs enligt miljöbalken, eller kräva en ansökan om tillstånd till vattenverksamhet.⁵ Försiktighetsmått beslutas med stöd i de allmänna hänsynsreglerna i 2 kapitlet miljöbalken och kan exempelvis gälla utformningen av bryggan för att minimera risken för skador på människors hälsa eller miljön. Vilken typ av flytelement som används är en typisk fråga som kan regleras.

3.1.4. Krav om avfallshantering

Ägaren till en skrotfärdig brygga är att betrakta som avfallsproducent enligt 15 kap. 4 § miljöbalken.⁶ Det är avfallsproducenten som har det primära ansvaret för att ta se till att avfallet tas om hand på rätt sätt enligt 15 kap. 11a § miljöbalken. En bryggägare har alltså det rättsliga ansvaret för att bryggan eller delar av den lämnas till en avfallsmottagare som kan se till att den tas om hand på rätt sätt. Kommunens ansvar för avfallshanteringen omfattar enligt 15 kap 20 § miljöbalken kommunalt avfall vilket definieras som hushållens avfall samt avfall från andra källor som till art och sammansättning liknar hushållens avfall. Om bryggor skulle anses utgöra kommunalt avfall är det kommunernas ansvar att ta emot dem för återvinning eller bortskaffning. Cellplastblock som använts som flytelement liknar avfall som kan uppkomma i samband med bygge eller renovering av småhus och kan på den grunden tänkas utgöra kommunalt avfall och därmed kunna lämnas till en kommunal återvinningsstation.

³ 7 kap 18c § p. 3 miljöbalken

⁴ 19 § p. 2 & 3 förordning (1998:1388) om vattenverksamheter.

⁵ 23 § förordning om vattenverksamheter.

⁶ Begreppet ursprunglig avfallsproducent definieras som den som ger upphov till avfall.

4. MARIN PLASTFÖRORENING

4.1. UTSLÄPP

Plast förekommer i stor omfattning i den marina miljön och står för minst 85 procent av det marina avfallet globalt (UNEP, 2021). Över nio miljoner ton plast når den marina miljön varje år på grund av dålig avfallshantering, nedskräpning, oavsiktliga utsläpp och mänskliga aktiviteter i kustområden. Plast kan orsaka dödliga och subletala effekter på marina organismer samt påverka ekosystem och relaterade ekosystemtjänster. Plastföroreningar kan också ha skadliga effekter på människors hälsa och välbefinnande, bland annat genom intag via kosten (UNEP, 2021).

4.1.1. Källor till skummad polystyren i den marina miljön

Frigolitavfall genereras, fragmenteras och sprids lätt i miljön. Frigolitfragment kan häröra från källor på land och transporteras till den marina miljön eller genereras till havs. De olika användningsområdena och egenskaperna hos frigolit ökar sannolikheten för att frigolitfragment hamnar i den marina miljön. Kunskapen om hur frigolit sprids från olika källor till havet är fortfarande begränsad (Li et al., 2016).

De viktigaste källorna till frigolit i Östersjön beräknas vara byggmaterial, tillverkning av frigolitprodukter, behandling av fast avfall, fritidsaktiviteter, fisklådor och fiskeredskap. Det finns dock en stor osäkerhet gällande mängderna och det relativa bidraget från varje källa. Även andra källor kan bidra till ansamlingen av frigolit, men bristen på data gör det svårt att bedöma deras respektive betydelse (Lassen et al., 2019). Det finns inga tillgängliga uppgifter om användningen av bojar, flytbryggor och andra flytande anordningar i Sverige och om eventuella förluster av frigolit från dessa. Omfattande studier krävs för att kunna bedöma om sådana flytande anordningar är en betydande källa till frigolitföroreningar i Sverige (Magnusson et al., 2017).

Nedbrytning och fragmentering av plast i den marina miljön orsakas av fysikaliska, kemiska och biotiska faktorer, inklusive mekanisk stress, solexponering, fotokemisk oxidation och interaktion med organismer (Jang et al., 2018; Liu et al., 2022; Ter Halle et al., 2016). Detta kan leda till att frigolitkolor eller frigolitfragment lossnar och flyter iväg från konstruktionen. Frigolitpontoner kan också skadas under stormar, exempelvis som i fallet med stormen Emma Holyhead Marina när den drog in över Wales i mars 2018, vilket ledde till att uppskattningsvis 30 ton frigolit släpptes ut i den marina miljön (BBC, 2019).

4.1.2. Förekomst och spridning av frigolit i marina miljöer

Förekomsten av frigolitkolor i den marina miljön rapporterades i den vetenskapliga litteraturen så tidigt som 1972 (Carpenter et al., 1972). Frigolit har sedan dess hittats som makroplaster i kust- och havsmiljöer över hela världen, där frigolit utgör i genomsnitt 17 procent av alla plaster och 24 procent av alla mikroplaster i ytvatten (Chan & Not, 2023). Frigolitfragment har rapporterats i Atlanten, Indiska oceanen, Stilla havet och Södra oceanen (Carson et al., 2013; Chan & Not, 2023; Maes et al., 2017). Ungefär åtta procent av

de mikroplastpartiklar som samlades in i ytvatten i nordöstra Atlanten karakteriserades som skummad plast, vilket även kan inkludera frigolit (Maes et al., 2017). Koncentrationen av frigolitfragment visade sig vara mycket varierande.

Transporten och spridningen av frigolit i sötvatten och marina miljöer beror på dess låga densitet och höga flytkraft. Frigolit har en uppskattad densitet på ca $0,01\text{--}0,05\text{ g cm}^{-3}$ (Lassen et al., 2019; Turner, 2020), medan sötvatten har en densitet på ca $1,00\text{ g cm}^{-3}$ och havsvattens densitet varierar från $1,02$ till $1,03\text{ g cm}^{-3}$. Därför förblir frigolitmaterial på vattenytan och de övre delarna utsätts för vindkrafter (Allshouse et al., 2017). Vindinducerad drift är därför en viktig transportmekanism för frigolit. Drifhastigheten för frigolit beräknades vara fyra gånger snabbare än vattenströmmen under definierade miljöförhållanden (Chubarenko et al., 2016). Dessutom transporteras frigolit också snabbare än tätare plaster som polyeten under liknande förhållanden (Chubarenko et al., 2016).

En betydande del av frigolit som kommer från land, sjö eller hav ackumuleras slutligen i kustområden (Ali & Shams, 2015; Heo et al., 2013; Rosevelt et al., 2013; Zhou et al., 2020). Mikroplastpartiklar av polystyren påträffades i ytvatten i Stockholms skärgård, även om dessa partiklar var relativt få jämfört med det totala antalet partiklar som analyserades (Gewert et al., 2017). I en japansk studie kunde forskare påvisa att frigolit som ansamlas på stränder utgör i genomsnitt 22 procent av alla makroplaster och 33 procent av alla mikroplaster (Chan & Not, 2023). Polystyrenbitar hittades på stränder vid Östersjökusten, bland annat längs den svenska kusten (Strand et al., 2016), i Kaliningradregionen (Esiukova, 2017) och på den tyska ön Rügen, där polystyrenbitar utgjorde fem procent av det totala makroskräpet på ön (Hengstmann et al., 2017). Ett betydligt högre antal plast- och polystyrenbitar hittades på stränder i Skagerrakregionen med ett genomsnittligt antal föremål på 457 och 20 711 per 100 meter strand på svenska respektive norska stränder (Strand et al., 2016). Studien kunde inte identifiera från vilka källor som frigoliten kommit från (Strand et al., 2016). Generellt påverkar vind, vattenströmmar och fritidsaktiviteter mängden makroskräp på stränder, då de genererar mer eller mindre frekvent uppspolning. (Hengstmann et al., 2017).

4.1.3. Nedbrytning av frigolit i marina miljöer

Frigolit anses i allmänhet vara mycket beständigt i den marina miljön, men abiotiska och biotiska vittringsprocesser kan leda till att det fragmenteras i mindre bitar och potentiellt även till mikroplaster och nanoplaster samt medföra läckage av styrenoligomerer och andra kemikalier (Lassen et al., 2019; Song et al., 2020). Vittring orsakas vanligen av mekanisk nötning, hydrolys, fotooxidation, termooxidation och biologisk nedbrytning (Lassen et al., 2019; Turner, 2020).

På grund av frigolitens låga densitet och starka flytkraft utsätts den ofta för solljus i akvatiska utföranden (Brunner et al., 2015). De aromatiska komponenterna i polystyrenmolekyler kan effektivt absorbera UV-ljus, vilket resulterar i nedbrytning av styrenpolymerer till styrenoligomerer och till att frigolitbitarna blir spröda och fragmenteras (Yousif & Haddad, 2013). Tidigare experiment utförda med en metallhalogenlampa under en två-

månadersperiod visar att UV-ljus effektivt bryter ner EPS-kulor till mikrofragment. Dessutom exponeras fler ytor för UV-ljus när mindre EPS-bitar bildas, vilket leder till att nedbrytningsprocessen påskyndas (Song et al., 2017). EPS-kulor (20 mm^3) har en beräknad livslängd på 2,7 år till följd av fotonedbrytningsprocesser och orsakar frisättning av löst organiskt kol (Zhu et al., 2020). Utlakning av styrenoligomerer har också rapporterats leda till förhöjda koncentrationer av styrenoligomerer i miljön (Kwon et al., 2015). Biologiska nedbrytningsprocesser antas däremot vara långsamma och ha en begränsad inverkan på nedbrytningen av EPS (Lassen et al., 2019).

En betydande del av frigoliten som härrör från land, sjö eller hav ackumuleras slutligen i kustområden och på stränder, till exempel i mangrove och på klippstränder (Ali & Shams, 2015; Heo et al., 2013; Rosevelt et al., 2013; Zhou et al., 2020). Fotolytiska och termiska nedbrytningsprocesser förstärks när frigolit sköljs upp på land av den högre temperaturen där jämfört med den i havsvatten. Dessutom är den mekaniska fragmenteringen större eftersom vinddriven transport genererar friktionskrafter och kollisioner på ett material med låg draghållfasthet. Detta har visats i experiment där kombinerad UV-bestrålning och mekanisk nötning resulterade i snabbare nedbrytning av frigoliten (Song et al., 2017).

Som tidigare nämnts kan grävande organismer orsaka betydande skador på EPS-strukturer (Davidson, 2012; Zheng et al., 2023). Grävda hål påträffades på EPS-flottarnas undervattensyta i vattenodlingsområden (marin fisk- och växtodling) längs Kinas kust. I hålorna fanns olika arter av isopoder, musselmaskar och krabbor. Den totala volymen krabbhål under en treårig utplaceringsperiod uppskattades till $2,6 \cdot 10^3 \text{ cm}^3$, vilket motsvarar $4,1 \cdot 10^8$ mikroplastpartiklar (Zheng et al., 2023). En isopod skapar tusentals mikroplastpartiklar när den gräver ur en håla och hela kolonier kan därför släppa ut miljontals mikropartiklar från bryggorna (Davidson, 2012). Boplatserna kan också bidra till fragmentering och nedbrytning av EPS i marina miljöer. Däremot visade det sig att användningen av XPS förhindrade isopoder från att gräva hål (Davidson, 2012). Arten (*Marphysa sanguinea*) som rapporterats gräva i frigolit finns inte i svenska vatten, men andra arter i samma familj (Skalgrusmask *Eunice pennata*) finns på den svenska västkusten från Öresund till Skagerrak samt längs den norska kusten och i Nordsjön. Organismer från samma klass (Havsborstmaskar *Polychaeta*) har hittats längs hela svenska kusten, men är mer vanligt förekommande i saltare vatten längs västkusten.

4.1.4. Cellplast som bärare av- och källa till kemikalier i den marina miljön

Frigolit kan innehålla olika kemikalier som härrör från produktionen (till exempel reaktionsrester, pigment och tillsatser) eller som har absorberats i miljön. Frigolit kan också släppa ut föroreningar i den marina miljön (Turner, 2021).

Styrenoligomerer är restprodukter från produktionsprocessen eller som har bildats i nedbrytningen av frigolit. Styrentrimerer, dimerer och monomerer är vanligt förekommande i havs- och kustmiljöer och har hittats i havsvatten och sand från stränder runt om i världen (Kwon et al., 2015).

Flamskyddsmedlet hexabromcyklododekan (HBCD) är en tillsats som används vid

tillverkningen av frigolit. HBCD förekommer allmänt i marina sediment och i fiskmuskelvävnad, med de högsta koncentrationerna nära stadsområden (De-la-Torre et al., 2020; Magnusson et al. 2016). Kunskap om varifrån och hur HBCD sprids är begränsad, men frigolit kan vara en viktig vektor för HBCD i den marina miljön. HBCD frigörs långsamt från EPS i havsvatten, vilket tyder på en potentiell frigörelse även under matsmältning hos marina arter (Turner & Lau, 2016). Frisättningen av HBCD från EPS-produkter och -fragment har förknippats med kumulativa effekter av vågverkan och vattenrörelser, UV-ljus, temperatur, salthalt, biologisk nedbrytning och ytterligare fragmentering av EPS-sfärer (Rani et al., 2017). Adsorption i miljön bidrar sannolikt till förekomsten av järn och titan i frigolit (Turner, 2021). Förekomsten av brom i många frigolitfragment i miljön beror sannolikt på användningen av flamskyddsmedlet hexabromcyklododekan (HBCD) i frigolit (Turner, 2021). Analyser av insamlade EPS-fragment visade varierande koncentrationer av järn, titan och zink. Dessa variationer beror sannolikt på reaktionsrester och pigment från polystyrentillverkning, och för järn och titan, betydande jon- och mineralförvärv från miljön under transport eller vid strandning. Järnoxider bidrar till kemisk påväxt på de flesta provytor och kan adsorbera andra metaller såsom bly vilket påvisats kunna leda till skador på nervsystemet redan vid mycket låga doser (Naturvårdsverket 2025; Turner, 2021).

4.2. EFFEKTER AV POLYSTYREN I DEN MARINA MILJÖN

Förekomsten av plastmaterial i den marina miljön utgör ett betydande hot mot det akvatiska livet. Vattenlevande organismer påverkas direkt av plastmaterial genom att de trasslar in sig eller äter mindre partiklar (Laist, 1987; Thompson et al., 2004; UNEP, 2021). Frigolit utgör dock inte någon betydande risk för intrassling av marina djur och växter, men kan ha skadliga effekter genom förtäring och interaktion (Coffin et al., 2019; Jang et al., 2016).

Frigolit har hittats i olika marina organismer, bland annat i krabbor (Costa et al., 2019), maskar (Jang et al., 2018), musslor (Kazour & Amara, 2020), fåglar (Gray et al., 2012; Lenzi et al., 2016), sköldpaddor (Rizzi et al., 2019) och däggdjur (Laist, 1997; Williams et al., 2011). Intag av frigolit kan ske genom direkt intag när djur misstar frigoliten för föda eller indirekt genom konsumtion av byten som innehåller frigolit. Sjöfåglar får ofta i sig frigolit eftersom de flytande fragmenten liknar typiska byten som fisk, fiskägg och larver (Cadée, 2002; Laist, 1987). De fysiska effekterna av intag av frigolit liknar dem som orsakas av andra plaster och kan omfatta tarmblockering och skador på matsmältningsskanalen, vilket kan leda till långsiktiga effekter så som minskad kroppsvikt, sämre kondition och långsammare tillväxt.

Förtäring av frigolit kan också medföra att organismerna exponeras för kemikalier i frigoliten som härrör från tillverkningen eller miljöförorening som tagits upp av cellplasten. Den kemiska exponeringen bedöms ofta genom in vitro-försök, där matsmältningssförhållanden simuleras och kemisk frisättning eller biotillgänglighet mäts. Det har visat sig att fiskars och sjöfåglars matsmältningssystem påskyndar frisättningen av östrogena kemikalier från frigolit och ökar östrogenreceptorernas aktivitet i magsaften på dessa organismer

(Coffin et al., 2019). Dessutom kan styrenoligomerer som härrör från nedbrytning av polystyren uppvisa hormonstörande aktivitet och är potentiellt giftiga för biota (Kitamura et al., 2003).

Mikro- och nanoplaster kan bildas som ett resultat av nedbrytningen av frigolitbitar och fragment. Mikro- och nanoplaster kan påverka organismer på olika trofiska nivåer, bland annat har studier visat på försämrat födointag, sämre tillväxt och reproduktion hos djurplankton (Botterell et al., 2019). Mikroskumpartiklar har också hittats också i isopoder, musselmaskar, havsborstmaskar och krabbor i hålor på ytan av EPS-block (Jang et al., 2018; Zheng et al., 2023).

Organismers interaktion med frigolit kan också bero på att frigolit används som ett abiotiskt substrat, vilket i slutändan kan leda till plastintag. Bakterier växer på frigolitfragment i kust- och havsvatten (Carpenter et al., 1972; Carson et al., 2013). Den initiala koloniseringen möjliggörs av fragmentens relativt grova yta, men artrikedomen begränsas av den flytande instabiliteten (Bravo et al., 2011). Skummad polystyren fungerar alltså endast som spridningssubstrat för ett begränsat antal organismer. Marina musslor som lever på EPS-bojar för vattenbruk visade sig ackumulera HBCD, troligen genom direkt intag av fragmenterade EPS-partiklar och via urlakning av flamskyddsmedlet, som sedan adsorberas på födopartiklar (Jang et al., 2016).

4.3. REGLERANDE RAMVERK

I syfte att hantera och minska de plaster som förorenar världshaven, vilka idag uppgår till 150 miljoner ton med en årlig kostnad på 2 500–28 000 euro/ton, finns en rad beslutsfattande organ på såväl internationell, regional och nationell nivå (Copernicus, 2025; Naturvårdsverket, 2024). Nedan belyses ett antal av dessa med referens till deras respektive målsättningar i relation till marina plastföroreningar, och hur dessa påverkar den svenska förvaltningen.

4.3.1. FN

Som högsta beslutande paraplyorganisation finns FN och de globala hållbarhetsmålen, där mål nummer 14, *Hav och Marina resurser*⁷, ämnar ”bevara och nyttja haven och de marina resurserna på ett hållbart sätt för en hållbar utveckling”. Inom detta övergripande mål finns ett antal delmål, där det första delmålet fokuserar specifikt på att ”minska föroreningarna i havet” och att ”till 2025 förebygga och avsevärt minska alla slags föroreningar i havet, i synnerhet från landbaserad verksamhet, inklusive marint skräp och tillförsel av näringsämnen” (SDG 14). I nuläget sker istället, enligt Naturvårdsverket (2024) en kraftig ökning av plastmassan i världshaven med i genomsnitt 5–13 miljoner ton, årligen.

4.3.2. Scientist Coalition for an Effective Plastic Treaty

Det internationella nätverket The Scientists' Coalition for an Effective Plastics Treaty består av ett antal oberoende vetenskapliga och tekniska experter som bidrar med kunskap

⁷ <https://globalamalen.se/om-globala-malen/mal-14-hav-och-marina-resurser/>

till beslutsfattare och allmänheten. Organisationen bildades 2022, efter att FN:s miljöför-
samling (UNEA) beslutat att inleda förhandlingarna om ett fördrag för att stoppa plastför-
oreningar, och deltar nu i förhandlingarna om ett globalt avtal.

4.3.3. EU

På EU-nivå fastslog Europaparlamentet år 2024 sin ståndpunkt om att ett lagstiftningsför-
slag ”som bör införa skyldigheter för företag som hanterar plastpellets för att undvika för-
luster och begränsa spill, om de inträffar” (Europaparlamentet, 2024⁸). Lagstiftningsären-
det följs i nuläget upp av det nya parlamentet som tillträdde efter valet till Europaparla-
mentet i juni 2024. År 2021 antog EU-kommissionen sin handlingsplan ”Med sikte på
nollförorening av luft, vatten och mark (Europeiska kommissionen, 2021⁹). Europakom-
missionen antog även en europeisk strategi för plast i januari 2018 som del av EU:s hand-
lingsplan för den cirkulära ekonomin och bygger på befintliga åtgärder för att minska
plastavfallet. Plaststrategin är en viktig del av Europas övergång till en koldioxidneutral
och cirkulär ekonomi med målet att bidra till att nå 2030-målen för hållbar utveckling,
målen i klimatavtalet från Paris och EU:s industripolitiska mål (Europakommissionen
2025). EU finansierar även ett antal projekt i syfte att öka allmänhetens kännedom om
marint skräp och dess skada på såväl människor som natur (HaV2023).

4.3.4. Ospar

Ospar är en regional konvention med syfte att skydda miljön i Nordostatlanten. Ospar, är
en sammanslagning av två internationella konventioner; Oslokonventionen från 1972 an-
gående dumpning av farligt avfall till sjöss och Pariskonventionen från 1974 angående
landbaserade källor till förorening av den marina miljön. I Ospars övervakning av skräp
på stränder är kategorin *Oidentifierbara bitar av plast/polystyren* det mest vanliga före-
kommande skräpföremålet och där ingår bitar av EPS och XPS. Ospar har enats om två
mål för att minska marint skräp: 1. vanligt förekommande plastföremål för engångsbruk
och havsrelaterade plastföremål på stränder ska minska med 50 procent till 2025 och med
75 procent till 2030, jämfört med 2015–2016 års baslinje, och 2. förekomsten av allt ma-
rint skräp på stränder ska minska med 70 procent till 2030. Utifrån detta överväger Ospar
olika åtgärder inom ramen för den regionala åtgärdsplanen mot marin nedskräpning, där-
ibland åtgärder kopplade till pontoner och bojar av oskyddad EPS/XPS eller annan typ av
skumplast. Med anledning av detta är det viktigt att kartlägga den nationella förekomsten
av dessa källor till eventuell plastförorening.

4.3.5. Helcom

En motsvarande regional konvention för Östersjöområdet är Helsingforskonventionen,
vars genomförande leds av Helsingforskonventionen (Helcom). Denna plattform för mil-
jöpolitiskt beslutsfattande inrättades 1974 i syfte att skydda Östersjöns marina miljö mot
alla typer av föroreningar samt skydda dess biodiversitet och främja hållbart nyttjande av
marina resurser. En regional handlingsplan för marint skräp antogs av Helcom redan år

⁸ <https://www.europarl.europa.eu/topics/sv/article/20180830STO11347/plaststrategin-sa-vill-eu-minska-pa-avfallet>

⁹ https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/sv/ip_21_2345

2015 och uppdaterades 2021, där bland annat kommunalt fast avfall, kustbaserad rekreations- och turistverksamhet samt landbaserade verksamheter som innefattar användning och generering av makro- och mikropartiklar utpekade som de huvudsakliga bidragande verksamheter till tillförseln av marint skräp till Östersjön. Genom Helcom:s ministerdeklaration från Moskva 2010, har medlemsländerna ingått en överenskommelse om att vidta ytterligare åtgärder för att genomföra nationell och samordnad övervakning av marint skräp och identifiera källor till skräp. Den regionala handlingsplanen betonar även mål om skräpminskningar enligt Baltic Sea Action Plan 2021, med ytterligare sammanhängande åtgärder för att hantera föroreningen av den marina miljön. Detta ska göras via förebyggande åtgärder och minskning av marint skräp från land- och havsbaserade källor, tillsammans med beslutet att utveckla en regional handlingsplan för marint skräp senast 2015 i syfte att uppnå en betydande minskning av marint skräp till 2025 (Helcom, 2021).

4.3.6. Nationellt

I Sverige delas förvaltningsansvaret upp dels mellan primära (avsiktligt producerade mikroplastpartiklar) och sekundära (plastföremål som fragmenteras till mikroskopiska partiklar) mikropaster, dels mellan landbaserade och havsbaserade utsläppskällor. Naturvårdsverket ansvarar enligt regeringsuppdrag för att adressera de landbaserade källorna medan HaV leder arbetet med kartläggning och hantering av de havsbaserade, vilka till stor grad utgörs av bojar, rep, båtottenfärger med mera (Naturvårdsverket, 2019). Då mikropaster färdas via landbaserade akvatiska system, så som sjöar till älvar och åar, sker den nationella hanteringen av marin plastförorening med fokus på verksamheter i såväl insjö som kust.

Inom ramen för Sveriges åtgärdsprogram för havsmiljön med syfte att uppnå god miljöstatus i Nordsjön och Östersjön har HaV i uppdrag, enligt ÅPH 22, att bedriva strategiskt arbete genom att inkludera marint skräp i relevanta avfallsplaner och program, även i kommunala avfallsplaner (HaV, 2025).

5. RESULTAT

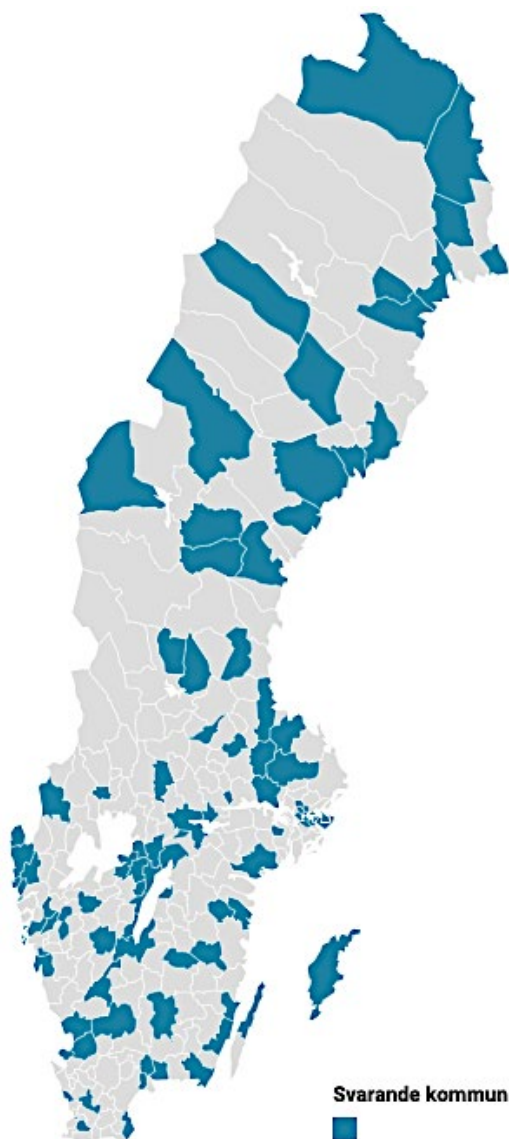
Här presenteras resultaten av den enkätundersökning som utförts. Undersökningen ger en nulägesbeskrivning av såväl förekomsten av flytbryggor innehållande frigolit, som bryggförvaltarnas kunskap bryggorna. I det första avsnittet presenteras de svar som inkommit från Sveriges kommuner, därefter de svar och uppgifter som inkommit från båtklubbar registrerade som medlemmar hos Svenska Båtunionen. Resultatbeskrivningen följer ordningen av frågorna i enkäten och behandlar flytbryggornas förekomst, konstruktion och förvaltning.

Därefter behandlas i korthet de telefonintervjuer som genomförts med såväl tjänstemän på kommuner som företrädare för båtklubbar. Slutligen presenteras resultaten från den okulära undersökningen som genomfördes i syfte att dokumentera exempel på flytbryggor innehållande cellplast.

5.1. SVERIGES KOMMUNER

En enkät rörande förekomsten av flytbryggor i Sverige gick ut till registrator på Sveriges samtliga 290 kommuner. Av dessa inkom 105 kommuner med svar inom den givna tidsramen för undersökningen. Den geografiska fördelningen av svarande kommuner ses i kartan till höger (fig. 1). Av de sammantagna respondenterna har två kommuner svarat att de inte har tillräckligt med information för att kunna besvara enkäten som helhet. Av de resterande 103 svarande kommunerna indikerar 70 procent att kommunen tillhandahåller flytbryggor för badplatser och båtgäster och 30 procent svarar att det inte finns några kommunalt förvaltade flytbryggor inom kommungränsen. Följande resultatredovisning är således baserad på de kommuner vilka utgör de 70 procent som anger att de förvaltar flytbryggor.

Antalet flytbryggor per svarande kommun har stor spridning och varierar från enstaka till ett 120-tal. Även storleken på

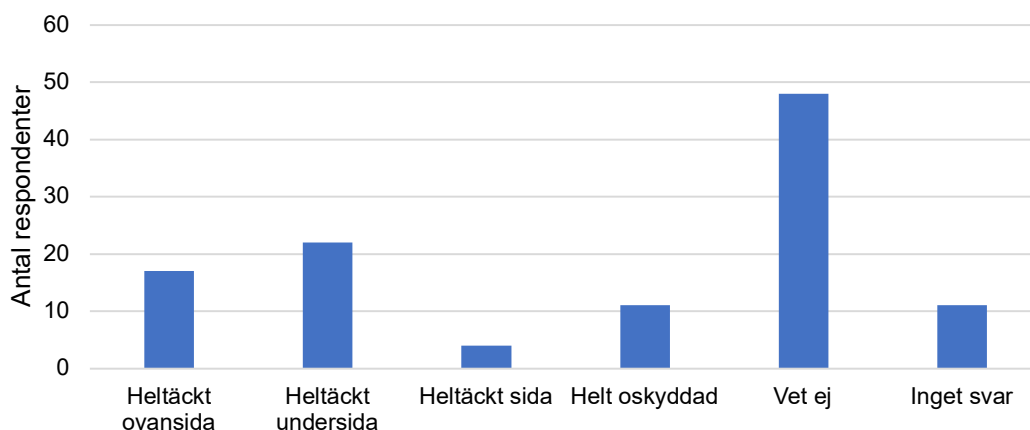


Figur 1: Karta som visar i blått de kommuner som besvarat Havsmiljöinstitutets enkät.

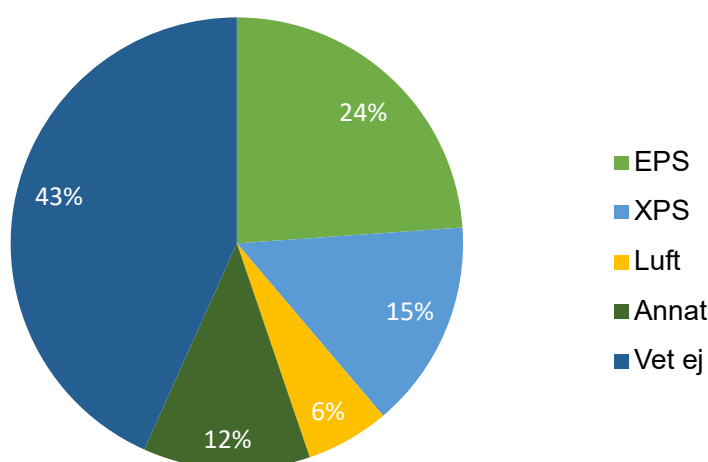
bryggorna, och antal bryggmeter, varierar kraftigt. Bryggorna är generellt av en relativt låg ålder, 5–10 år. Det förekommer emellertid svar som indikerar att vissa kommuner har bryggor som är äldre än 30 år.

5.1.1. Bryggans konstruktion

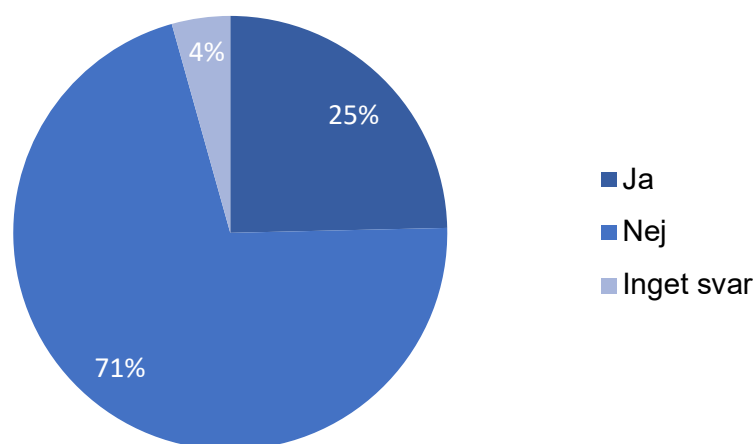
En övervägande majoritet av de svarande kommunerna anger att de inte vet hur kommunens flytbryggor är konstruerade och några har valt att inte svara på frågan överhuvudtaget (se fig. 2). Det framgår att en del av respondenterna upplever det som svårt att specificera vilka delar av bryggorna som är täckta, då förvaltarna på kommunens miljöavdelning inte alltid har möjlighet att själva inspektera de bryggor som är i bruk. Bristen på kunskap gäller även kännedom om materialet i de bryggor som används i nuläget, då 43 procent anger att de inte vet vilket material som utgör bryggans flytelement. Däremot kan det konstateras att 24 procent av de svarande kommunerna har åtminstone någon brygga med EPS och 15 procent med XPS (se fig. 3).



Figur 2: Andel svarande på frågan "I vilken utsträckning är flytkroppen täckt av ett skyddande material?".

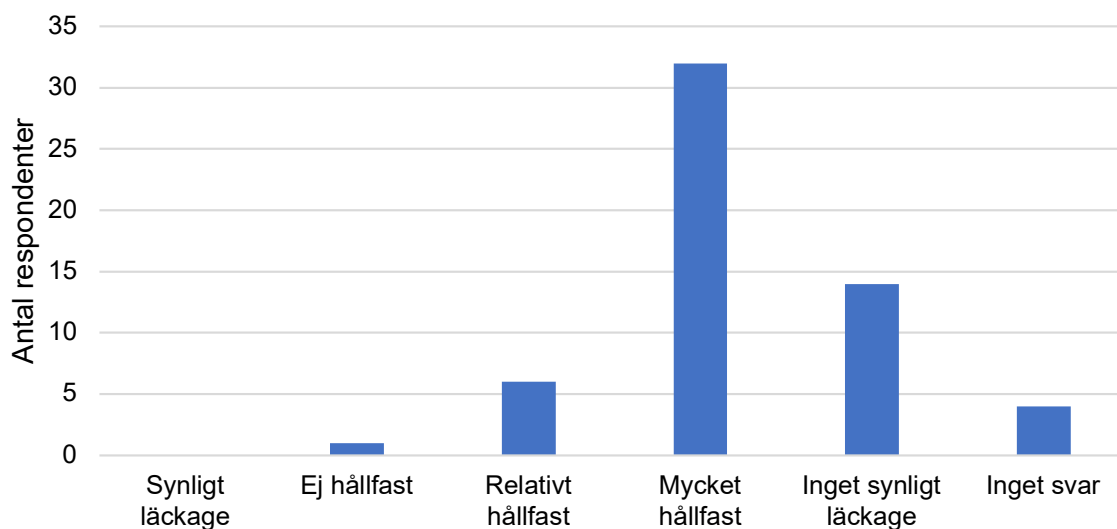


Figur 3: Andel svarande på frågan om vilket material som utgör bryggans flytelement.



Figur 4: Andel respondenter som observerat någon brygga vars flytkropp börjat gå sönder.

I fråga om hållbarhet utifrån bryggans konstruktion visar svaren att de respondenter som svarat för kommunerna uppfattar respektive flytmateriel som mycket hållfast. En betydande andel av de svarande bedömer även att bryggorna ej bidrar till synligt läckage av frigolit. Detta står emellertid i konflikt med svaren på frågan om bryggor vars flytkroppar synbart börjat vittra, där en fjärdedel anger att de observerat flytbryggor med söndrigt flytmateriel bland sina egna bryggor (se fig. 4 och 5).



Figur 5: Respondenternas bedömning av flytmaterialets hållfasthet.

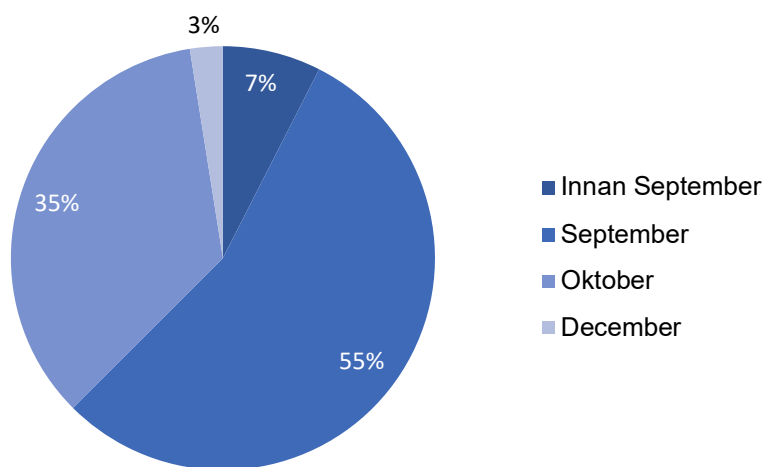
5.1.2. Hantering av bryggan

För att bedöma om det finns ett samband mellan flytbryggor med oskyddad frigolit och plastläckage i Sveriges akvatiska miljö kartlades kommunernas hantering av förvaldade flytbryggor, med fokus på hur bryggorna hanteras vid upptagning och sjösättning.

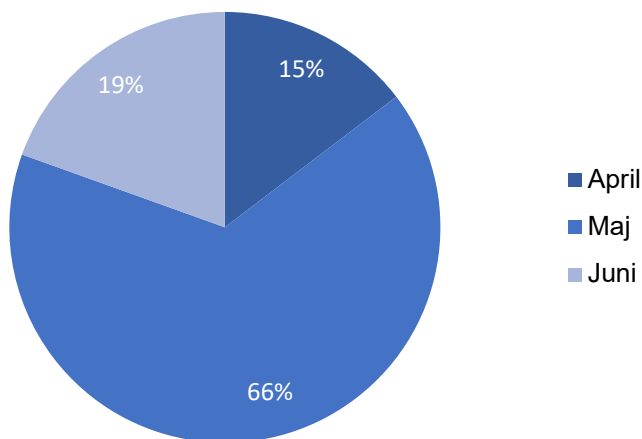
En tredjedel av de svarande kommunerna anger att de låter bryggan ligga i vattnet året om, en tredjedel har svarat att de årligen tar upp bryggan ur vattnet och en tredjedel svarar "Annat" på frågan om bryggorna tas upp ur vattnet eller ej.

Drygt hälften av de kommuner som svarar ja på frågan om bryggorna tas upp ur vattnet eller ej gör detta under september månad. Svaren visar även att bryggorna kan tas upp så sent som i december. Hur bryggorna förvaras under vintern framkommer inte av undersökningen. Majoriteten av dessa bryggor sjösätts i maj, med en par undantag för föregående respektive nästkommande månad (se fig. 6 och 7).

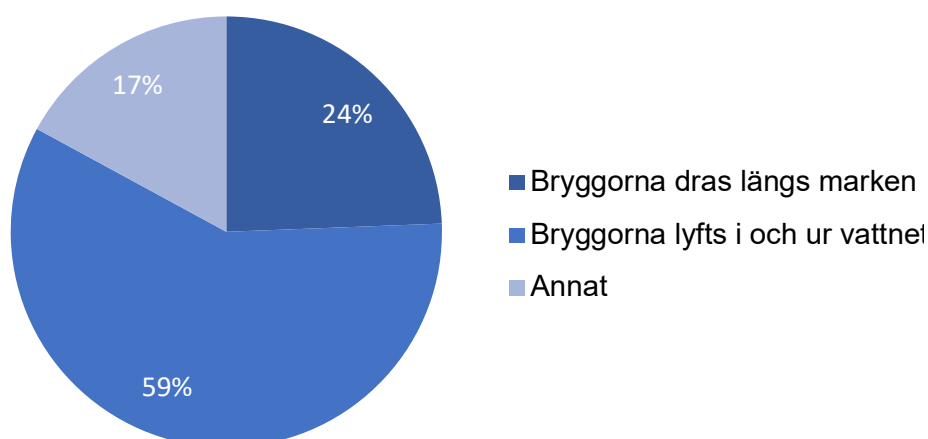
Majoriteten av de kommuner som tar upp sina bryggor gör detta genom att lyfta dem i och ur vattnet, medan närmare en fjärdedel av de svarande kommunerna uppger att bryggan dras längs marken när de tas upp för vintern respektive sjösätts för sommaren (se fig. 8).



Figur 6: Svar som visar under vilken månad flytbryggorna tas upp ur vattnet.

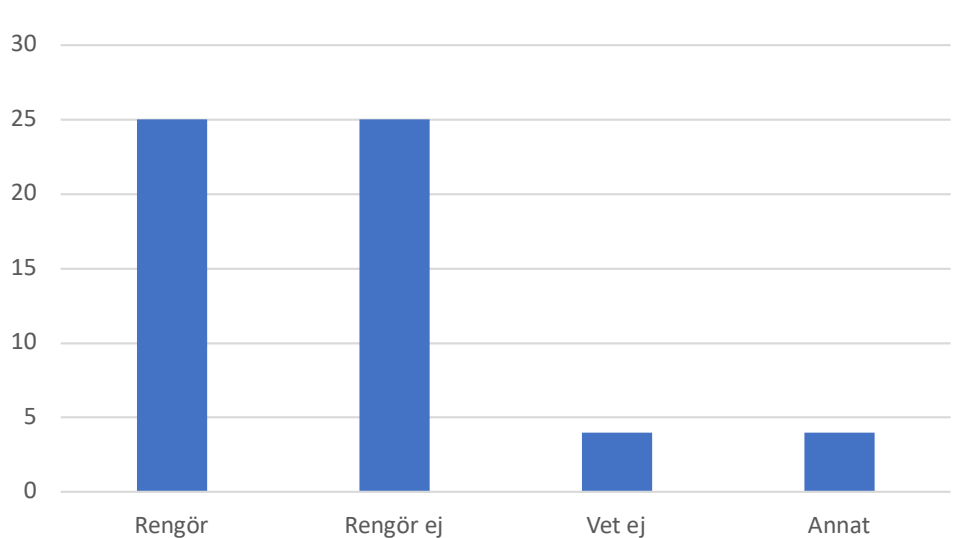


Figur 7: Svar som visar under vilken månad flytbryggorna sjösätts.

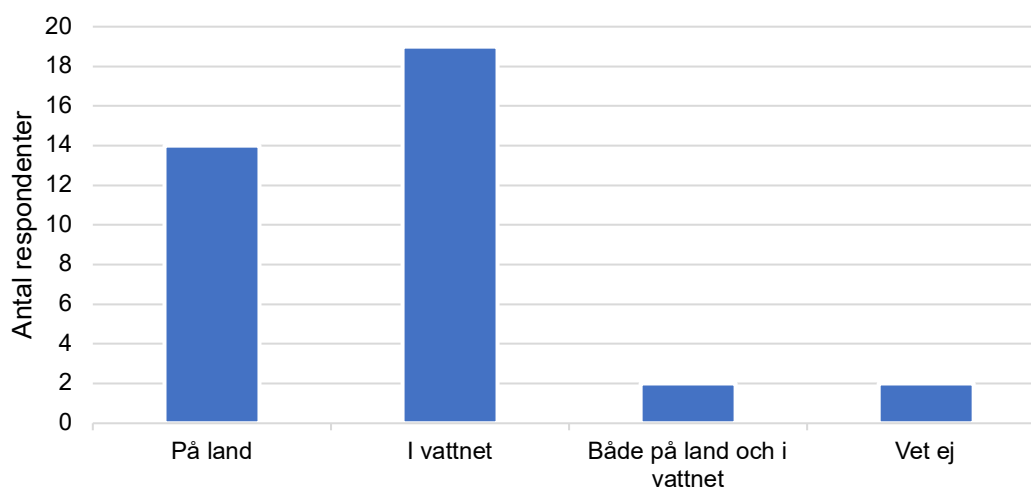


Figur 8: Svar som indikerar vilken metod som används för upptagning och sjösättning av flytbryggorna.

En annan aspekt i hanteringen av flytbryggorna gäller bryggans rengöring. Frigolit är ett bräckligt material och det kan antas att det vid mekanisk rengöring, så som skrubbnings eller spolning med högtryckstvätt, lossnar en del frigolit som, beroende på ålder, torkat eller börjat vittra. Resultatet visar att det inom kommunal förvaltning är lika vanligt att rengöra bryggorna som att ej rengöra dem (se fig. 9). Av de kommuner som anger att de rengör bryggorna anger vissa att detta görs när bryggan fortfarande ligger i vattnet och andra när den har tagits upp på land. En del kommuner genomför rengöring av flytbryggorna både på land och i vattnet (se fig. 10). Vidare anger 83 procent att rengöring sker genom att mekaniskt tvätta bryggorna, resterande 17 procent svarar att de inte vet vilken rengöringsmetod som används. Ingen av de svarande kommunerna anger att kemisk rengöring är en metod som används.



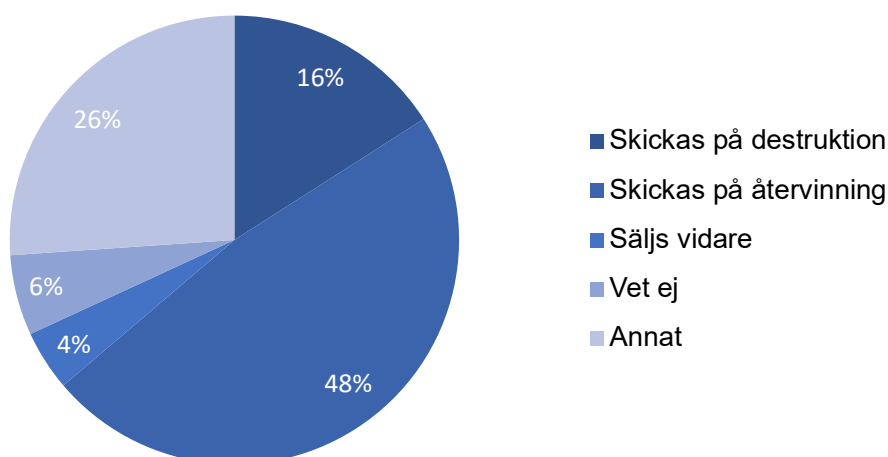
Figur 9: Svar på frågan om kommunerna rengör bryggorna eller ej.



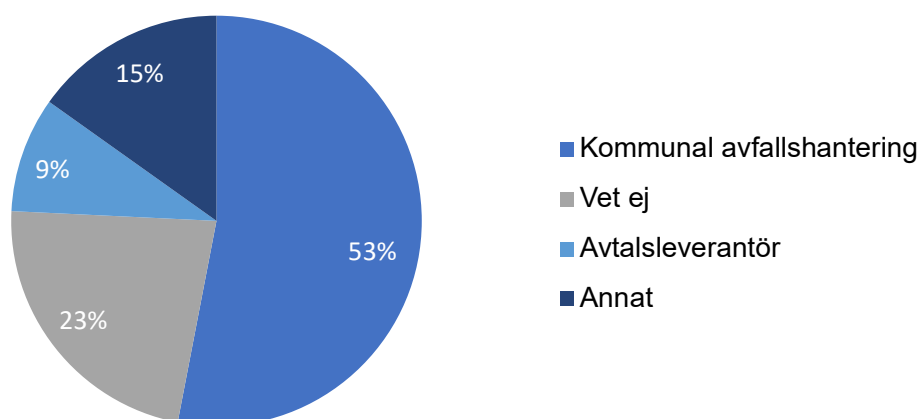
Figur 10: Svar på var bryggorna rengörs.

När flytbryggorna uppnår en viss ålder, vanligtvis cirka 30 år, ska de kasseras och bytas ut mot nya. Nästan hälften av de svarande kommunerna anger att bryggorna skickas till kommunal återvinning eller avfallshantering efter att de tagits ur bruk. En betydande andel (16 procent) svarar att bryggorna istället skickas på destruktion (se fig. 11). Detta sker ofta genom att bryggan kapas och lyfts upp på land, varefter frigoliten plockas ur det tidigare skyddande materialet som ofta består av betong. Metoden kan ge stora föroreningar i vattnet och den omkringliggande miljön.

På frågan om vem som är ansvarig aktör för omhändertagande av kommunens flytbryggor då de tas ur bruk svarar 53 procent att det är kommunens egen avfallshantering som står för återvinning respektive destruktion. Samtidigt råder det stor osäkerhet kring vem som egentligen är ansvarig aktör, då hela 23 procent svarar att denna information inte finns att tillgå (se fig. 12).



Figur 11: Svar som visar hur respondenterna hanterar nedmonteringen av sina bryggor.

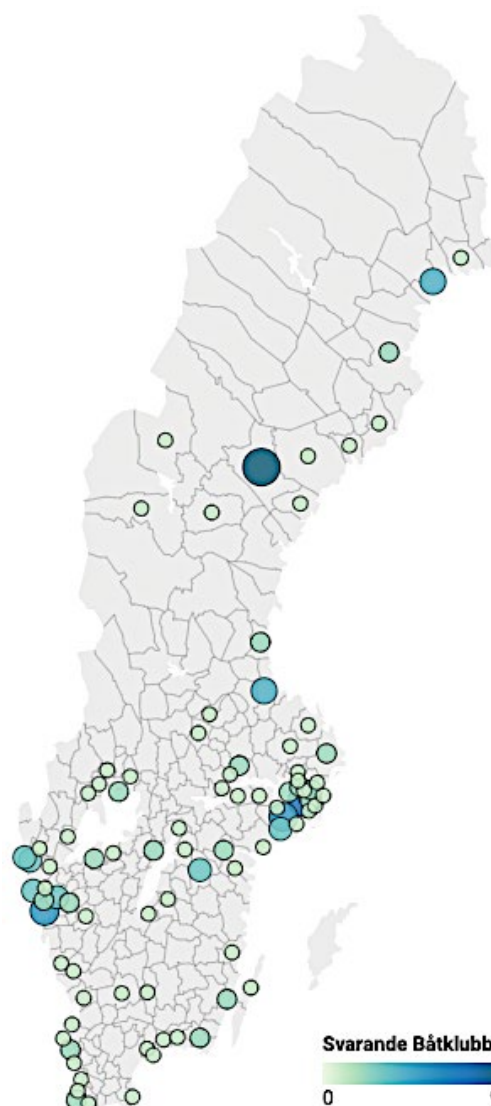


Figur 12: Ansvarig aktör för omhändertagande av kommunala bryggor som tas ur bruk.

5.2. BÅTKLUBBAR

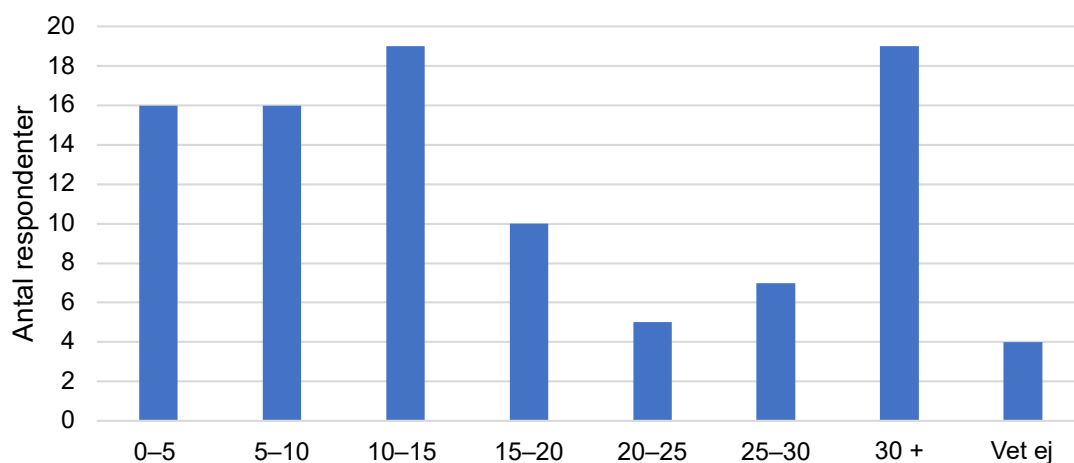
En snarlik enkät skickades ut till båtklubbar som finns registrerade som medlemmar hos Svenska Båtunionen i syfte att uppnå en så heltäckande geografisk datainsamling som möjligt. Kartan till höger (fig. 13) visar mängden svarande båtklubbar per kommun (kommungränser visas i grått) med hjälp av en proportionell punktsymbolkarta där största antalet responderande båtklubbar per kommun var nio stycken och lägsta antalet var en. Kartan visar på en koncentration av svar från Göteborgs- och Stockholmsområdet samt ett jämnt fördelat antal kring Sveriges större sjöar. Flera svar har även inkommit från den södra delen av Kattegatt.

Av de drygt 800 båtklubbarna som erbjöds delta i undersökningen inkom 171 svar, varav 105 angav att klubben har flytbryggor. Antalet flytbryggor per klubb varierar från en till tretio, med ett varierande åldersspann på mellan helt fabriksnya bryggor och flytbryggor som varit i bruk i över 30 år. Åldersfördelningen har en avsevärt jämnare spridning bland båtklubbarna än hos kommunerna (se fig. 14). Den längsta bryggmetern som angivits uppgår till 690 bryggmeter. Av de inkomna svaren framgår att variationen av antal bryggor,



Figur 12: Svarande båtklubbar per kommun. Visat i en skala från vitt grått till mörkblått korrelerande med ökande svarsfrekvens.

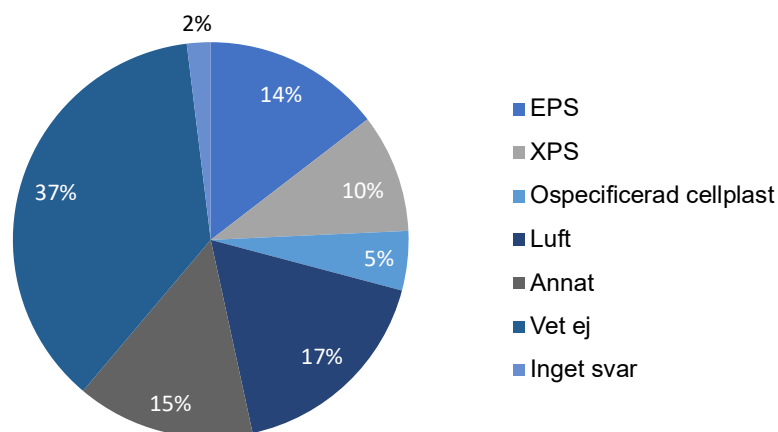
bryggmeter och antal båtplatser är stor. Övervägande majoritet av båtklubbarna tillhandahåller sina flytbryggor i syfte att sörja för tillgången på båtplatser för sina medlemmar.



Figur 14: Åldersfördelning på de responderande båtklubbarnas flytbryggor.

5.2.1. Bryggans konstruktion

Det finns en stor kännedom bland båtklubbarna om de enskilda bryggornas konstruktion. Majoriteten av de svarande båtklubbarna anger att de flytbryggor som tillhandahålls av klubben har flytkroppar som är fullständigt täckta. De material som används har en större variation än vad svaren från Sveriges kommuner återger (se fig. 15). En stor andel, närmare 40 procent, saknar kännedom om vilket material som utgör bryggornas flytelement. Av respondenterna säger 14 procent att EPS är det flytande materialet i deras bryggor, medan 10 procent uppger att båtklubben istället använder sig av flytbryggor innehållande XPS. Ytterligare fem procent anger att det flytande materialet består av cellplast, men kan inte specificera vilken typ av plast.



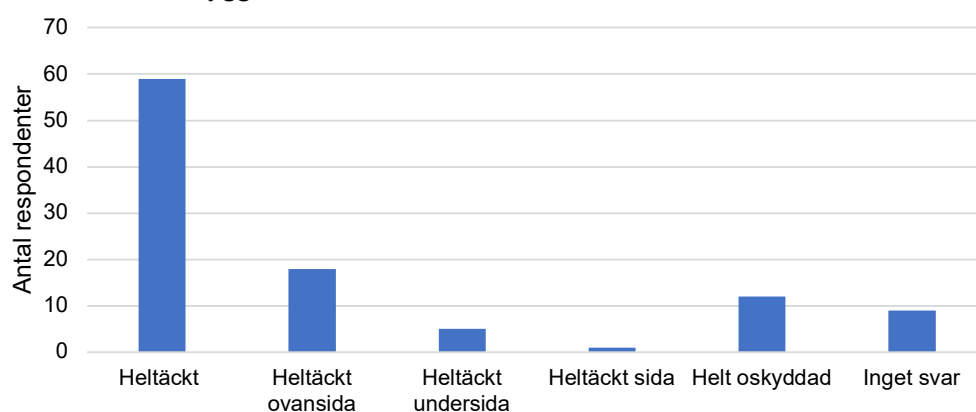
Figur 15: Inkomna svar om vilket material som utgör bryggans flytelement.

Vid ett antal intervjuer genomförda med miljöansvariga vid båtklubbar framkommer det att klubben använder sig av uttjänta kemikaliebehållare i form av plasttunnor som de egenhändigt täpper igen för att sedan fästa på undersidan av klubbens träbryggor, därmed används luften som det huvudsakliga flytelementet. Detta beskrivs som kostnadseffektivt

samt säkrare ur miljösynpunkt, då de ej riskerar att ge upphov till läckage av cellplast. Plasttunnorna beskrivs som mycket hållfasta, så länge de inte perforeras till följd av fysisk kollision.

Det är stor spridning bland svaren gällande huruvida flytelementen är täckta av ett skyddande material eller ej (se fig. 16). Nästan 60 av respondenterna menar att deras bryggor är fullständigt täckta på bryggans alla sidor, såväl undertill som sidor och ovansida. En mindre andel anger att bryggorna saknar ett skyddande lager av annat material.

I fråga om materialets hållfasthet bedömer båtklubbarna det som generellt mycket hållbart. Ingen båtklubb indikerar att de har observerat något synligt läckage av frigolit. Däremot uppger 15 procent att de noterat bryggor vars flytkropp börjat vittra eller gå synbart sönder, dock anges inte vilket material som utgör det flytande elementet. Mer detaljerade svar har inkommit via intervjusamtal med enskilda ansvariga på ett antal båtklubbar. Från samtalen framgår att personer som antingen jobbar ideellt eller avlönat vid klubbarna har kontinuerlig uppsyn över bryggorna och deras skick. Ofta finns även en kontinuerlig dialog rörande underhåll och slitage mellan medlemmarna i den enskilda båtklubben och de som förvaltar bryggorna.



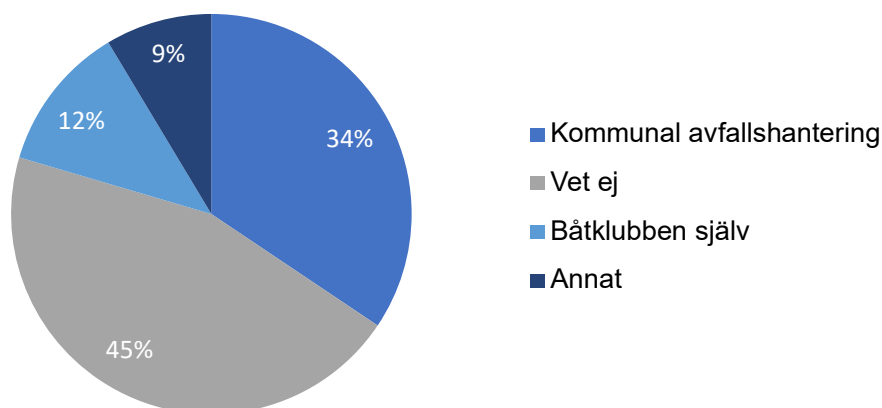
Figur 16: Svar på frågan "I vilken utsträckning är flytkroppen täckt av ett skyddande material?".

5.2.2. Hantering av bryggan

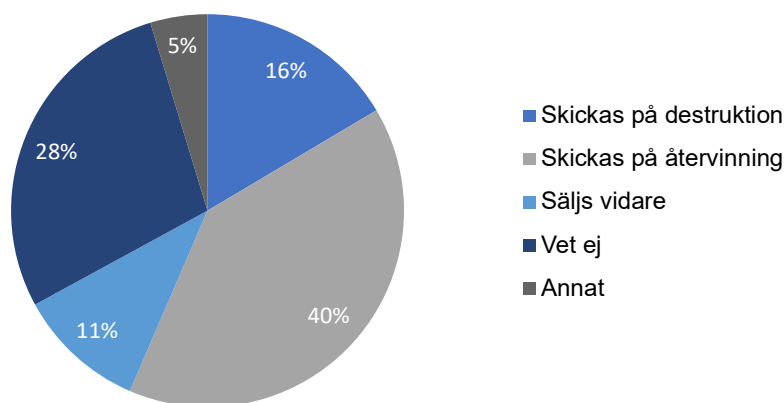
Enligt enkäten låter 101 båtklubbar bryggorna ligga i vattnet året runt, medan endast fyra av respondenterna meddelar att de sjösätter bryggan årligen. Även en övervägande andel av de svarande båtklubbarna beskriver att de inte rengör bryggorna. Av de 40 båtklubbarna som svarar det motsatta brukar rengöring som regel ske då flytbryggan ligger i vattnet och med hjälp av mekanisk rengöring, så som högtryckstvätt eller skrubbnig.

Flytbryggorna nedmonteras på flera olika sätt. 16 procent av de svarande båtklubbarna anger att deras bryggor skickas på destruktion när de avvecklas, medan 40 procent säger att de istället skickar sina flytbryggor till återvinning vilken ofta hanteras av aktuell kommun (se fig. 17 och 18). En mindre andel anger, både via enkäten och i intervjusamtal, att de säljer bryggan vidare till privatperson eller annan organisation om den fortfarande är

av tjänligt skick.



Figur 17: Ansvarig aktör för omhändertagande av bryggor som tas ur bruk.



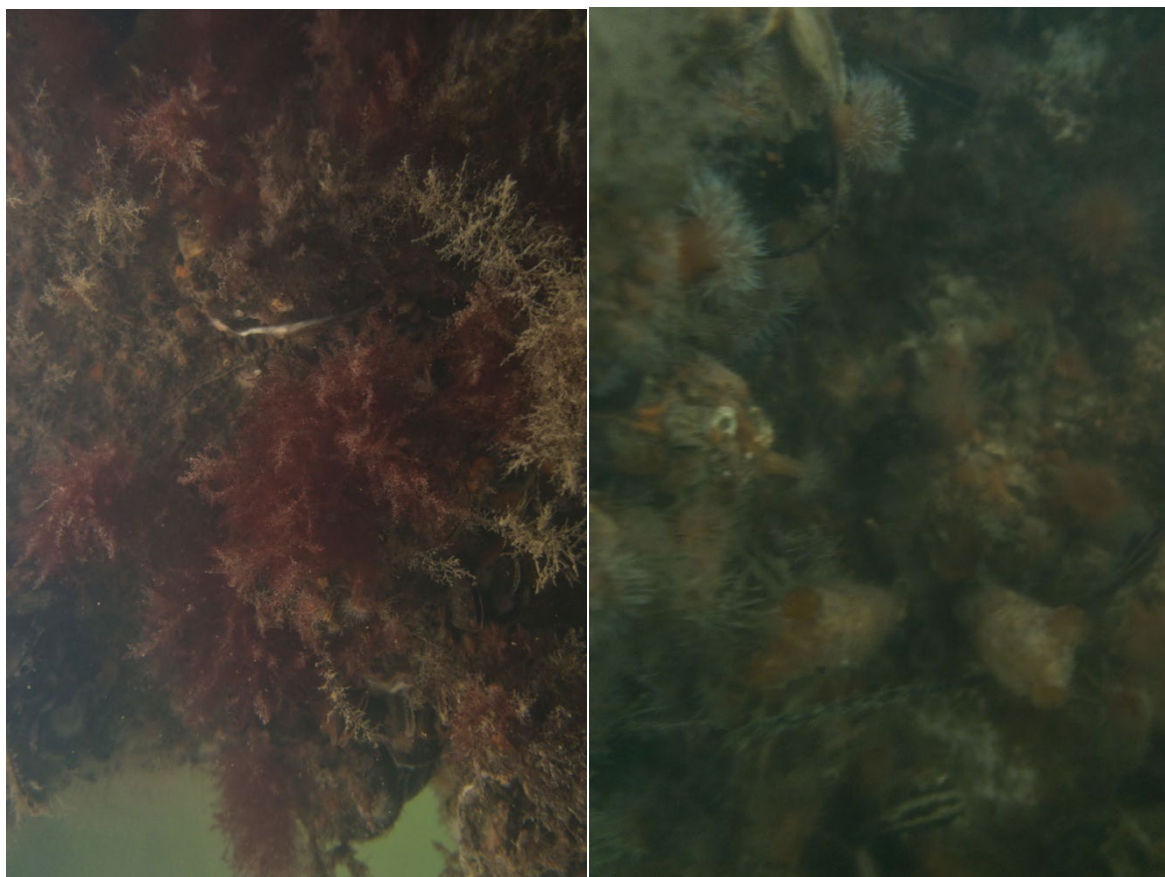
Figur 18: Svar på hur de responderande båtklubbarna hanterar nedmonteringen av sina bryggor.

5.3. OKULÄR DOKUMENTATION AV FLYTBRYGGOR

I syfte att förstå hur flytbryggor med oskyddad undersida av frigolit påverkas av sin akvatiska omgivning, och hur den i sin tur påverkar densamma, har det inom ramen för uppdraget genomförts ett antal okulära besiktningar av flytbryggor både på land och i vattnet, i kustvatten och i insjö. Dykningarna har genomförts under vinterhalvåret 2024–2025 och innehåller således endast material från tidsperioden oktober 2024 – februari 2025. Underlaget kompletteras ytterligare av dokumentation från Västkuststiftelsens bildarkiv med inskickade bilder på flytbryggor innehållande oskyddad cellplast. Nedan följer redovisning av denna dokumentation i form av undervattensbilder och förklarande text.

5.3.1. Flytbryggor i marin miljö

Bilderna som inkommit från dykningar och fotografering i marin miljö visar att flytbryggornas undersida har en stark påväxt av marina organismer. I vissa fall är lagret av påväxt så stort att det helt täcker det material som utgör undersidan och förhindrar undersökning av materialets skick. Bilderna i fig. 19 är tagna i Brofjorden strax norr om Lysekil i Bohuslän.



Figur 19: Bilder som visar undersidan av en flytbrygga i Brofjorden norr om Lysekil. Foto: Havsmiljöinstitutet.

En ytterligare okulär undersökning av flytbryggor i marin miljö samt på land har även gjorts i Gullmarsfjorden (se fig. 20). Dessa undervattensbilder visar inte på en lika kraftig påväxt av exempelvis makroalger, men av flera blåmusslor och havstulpaner. Fotografering av andra flytbryggor som tagits upp på land över vintern visar även de på kraftig påväxt av musslor och havstulpaner (se fig. 21). Den upptagna bryggan har helt inkapslade flytelement, vilka kan skydda både själva flytelementet från påväxt och sönderfall, men också de marina organismer som växer där från att absorbera plastfragment eller andra giftiga ämnen.



Figur 20: Bilder som visar undersidan av en flytbrygga i Gullmarsfjorden. Bilden visar påväxt av havstulpaner och blåmusslor. Foto: Havsmiljöinstitutet.



Figur 21: En flytbrygga i Gullmarsfjorden, upptagen på land. Bilden visar kraftig påväxt av blåmusslor och havstulpaner. Foto: Havsmiljöinstitutet.

5.3.2. Flytbryggor i inlandsvatten

Flytbryggor i inlandsvatten, bland annat i Delsjön i östra Göteborg, visar på en mindre påväxt av akvatiska organismer (se fig. 23 och 24). Bryggorna som fotograferats är båda flytbryggor som ligger i vattnet året om, det som skiljer dem åt är konstruktionen och tiden som de varit i bruk. Den ena är en delvis täckt flytbrygga innehållande frigolit, där den yta som ligger nederst i ständig kontakt med vattnet är oskyddad. Denna brygga uppges ha varit i bruk under närmare 25 års tid och visar på tydlig vittring av det skyddande materialet som omgärdar cellplasten på bryggans sidor (se fig. 22).



Figur 22: Sidan av en flytbrygga som är delvis infattad i betong som börjat vittra. Delsjön. Foto: Havsmiljöinstitutet.



Figur 23: Undersidan av en delvis betonginfattad flytbrygga med blottlagd cellplast på undersidan. Delsjön. Foto: Havsmiljöinstitutet.

Den andra bryggan som fotograferats i Delsjön är en brygga med fullständigt inkapslade flytelement av frigolit som relativt nyligen införskaffats och har legat i vattnet sedan den först sjösattes 2020. De plasttankar som inkapslar flytelementen är, enligt den okulära undersökningen, intakta och saknar tecken på påtaglig påväxt av akvatiska organismer.



Figur 23: Undersidan av en flytbrygga med helt inkapslade flytelement. Delsjön. Foto: Havsmiljöinstitutet.

Utifrån samtal med förvaltaren framkommer det att båda bryggorna behålls i vattnet året om. Ingen rengöring sker vare sig ovanpå eller undertill, med undantag för bortsköljning av eventuell fågelspillning. Anledningen till att den betydligt äldre bryggan fortfarande är i bruk, trots synligt sönderfall av det skyddande materialet, är kostnaden för avveckling samt avsaknaden av tvingande regelverk och åldersreglering av flytbryggor. Samma resonemang återkommer även bland andra respondenter; ”Det finns inget incitament att ta bort bryggan så länge den inte sjunker, det är hiskeligt dyrt att köpa nya flytbryggor och skrota de gamla, en mycket kostsam process sett till helheten”.

En annan respondent som svarar för en båtklubb belägen i Vänern förklarar att de bytt ut sina flytbryggor successivt under en flerårsperiod. Föreningen har tillverkat egna flytbryggor sedan 60-talet och de bryggor som nu ligger i vattnet är hemmagjorda flytkroppar av plasttunnor, som tidigare varit fyllda med kemikalier, men nu är tätslutande och fyllda med luft. ”De första bryggorna som låg i hamnen var kommunala bryggor som när de blev gamla dumpades på en ö ute i vattnet. Dessa läcker nu otroligt mycket frigolit.” Respondenten beskriver det vidare som att; ”det är frigolit överallt”. Båtklubben har under de senaste trettio åren observerat att vassen i allt större utsträckning försvinner från sjöns grunda områden. Fritidsbåtshamnen i fråga är byggd i en vik och har tidigare varit skyddad av ett vassbälte, men i och med att vassen har försvunnit upplever de ökad

turbulens i hamnen och har vidtagit åtgärder för detta. De har nu installerat en vågbrytare i betong som är 140 meter lång och tre meter bred, den är byggd av betong med ingjuten cellplast. Enligt rekommendationer om att inte låta undersidan av vågbrytaren förbli oskyddad vände sig föreningen till en lokal entreprenör som erbjöd sig att täcka undersidan av frigoliten med ett lättviktskompositmaterial av betongspackel och glasfiberarmering.

Ett exempel på hur flytbryggor påverkas av den eventuella is som kommer under vinterhalvåret återfinns vid en flytbrygga belägen i sjön Siljan. Bilderna i figur 25 visar en flytbrygga med betonginklädd cellplast som förblir sjösatt året om.



Figur 24: Bilder på flytelement vars skyddande lager gått sönder. Siljan. Foto: Havsmiljöinstitutet.

I bilderna syns flytbryggspontoners flytelement, vilka i detta fall utgörs av någon typ av cellplast, som ursprungligen varit täckta av ett armerat cementlager nu är blottlagda och cellplasten ses tydligt sönderfallande. Runt dessa flytpontoners ligger ett lager is som, enligt fotomaterialet, tycks orsaka mekaniskt slitage på både frigolit- och cementstrukturerna.

5.3.3. Uttjänta flytbryggor och strandfynd

Nedan följer ett antal arkivbilder från Västkuststiftelsen som exemplifierar hur det kan se ut när en flytbrygga, innehållande cellplast, spolats iland. Samtliga bilder nedan (fig. 25–27) illustrerar löst sittande eller fria block och fragment av cellplast. I två av bilderna syns även det träparti som vanligtvis omgärdar de flytande elementen hos en flytbrygga som är i tjänligt skick. I figur 27 syns ett antal svarta plasttunnor, vilka är sammanlänkade med hjälp av ett rep, samt ett löst cellplastblock utan skyddande material. Bilderna ligger väl i linje med de beskrivningar av bryggor som ett antal av de responderande båtclubbarna gett både i intervjuer och via Havsmiljöinstitutets enkät.



Figur 25: En flytbrygga som spolats upp utanför Kungälv. Bilden visar lösa frigolitblock och träplank. Foto: Västkuststiftelsens arkiv.



Figur 27: En uppspolad flytbrygga med trä på ovansida och undersida samt söndrig cellplast emellan. Orust. Foto: Väst kuststiftelsens arkiv.



Figur 28: Bild från Väst kuststiftelsens strandstädning utanför Uddevalla. Bilden visar ett större cellplastblock samt ett antal plasttunnor hopknutna med rep. Foto: Väst kuststiftelsens arkiv.

6. DISKUSSION

Analysen i denna rapport bygger dels på intervjuer med kommunala förvaltare och representanter för båtklubbar som inkommit med svar via telefon, dels på det material som samlats in genom enkätundersökningar och litteraturstudier.

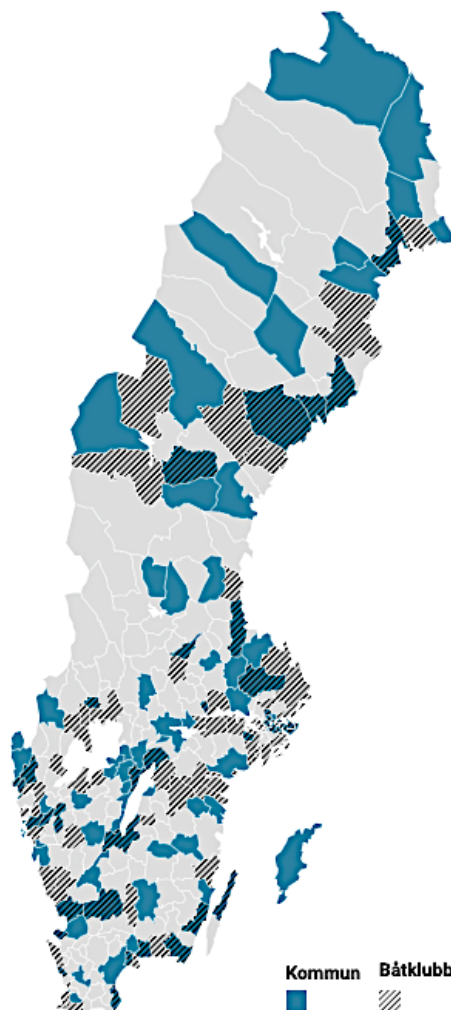
6.1. ANVÄNDNINGEN AV FLYTBRYGGOR I SVERIGE

Svarsfrekvensen på enkätundersökningen kan betraktas som relativt hög då den grundas på frivilligt deltagande av kommuner och båtklubbar. I tillägg var svarstiden för denna undersökning förhållandevis kort då respondenterna gavs ungefär två månader att inkomma med svar, antingen via enkätformuläret eller per telefon. Undersökningen resulterade i sammanlagt 276 inkomna svar från kommuner och båtklubbar, av dessa har 208 indikerat att de tillhandahåller flytbryggor. Underlaget bedöms som tillräckligt för en inledande diskussion om användningen av flytbryggor i Sverige och deras eventuella miljöpåverkan, även om mörkertalet kan förväntas vara stort.

Den geografiska spridningen av samlade respondenter vilka svarar att de förvaltar en eller flertalet flytbryggor är ojämnt fördelat över landet och stora delar av inlandet saknar helt dataunderlag. Det saknas svar från stora delar av mellersta inlandet i Svealand samt norra Norrlands inland, vilket lämnas grått (fig. 29). Kusterna bidrar emellertid med relativt god spridning, där kommuner och båtklubbar kompletterar varandra. Kommuner och båtklubbar kring de större sjöarna har bidragit med värdefull information till undersökningen. Det saknas dock information från Hornavan, Akkajaure och Uddjaure i mellersta Lappland.

Kuststräckan erhåller emellertid relativt god täckning. I kartan till höger (fig. 29) visas varje svarande kommun i blått samt hemkommuner för de svarande båtklubbarna i svartrandigt. Drygt 40 kommuner har överlappande svar med båtklubbarna.

Av de 56 respondenter som svarat att de med säkerhet använder sig av flytbryggor innehållande cellplast i form av antingen XPS eller EPS är det endast en bråkdel som har



Figur 26: Kartan illustrerar de sammantagna respondenterna med kommuner i blått och båtklubbar i överlappande svartrandigt.

tillräckligt med information för att svara på i vilken utsträckning deras flytelement är täckta av ett skyddande material. Även här är mörkertalet stort då 92 av de 208 respondenter som förvaltar flytbryggor svarat att de inte vet vilket material som utgör den flytande komponenten i bryggan. En flytkomponent som inte nämns bland kommunerna, men som förekommer till stor del bland båtclubbarna, är luft. Kunskapen om flytbryggornas konstruktion är högre bland de svarande båtclubbarna än hos de som svarat från Sveriges kommuner.

Resultaten och slutsatserna från undersökningen måste utifrån ovanstående betraktas som osäkra och undersökningen skulle behöva kompletteras med mer information i form av ytterligare enkäter med mer detaljerade frågor, svar från fler kommuner/klubbar.

6.2. EXTRAPOLERING UTIFRÅN ENKÄTUNDERSÖKNINGEN

Sverige har 290 kommuner, av vilka 103 (36 procent) svarade på undersökningen. I 70 procent av dessa kommuner finns kommunalt förvaltade flytbryggor. Kommunerna som använder flytbryggor och lämnade ett giltigt svar förvaltar 1–120 flytbryggor, vilket motsvarar cirka 20 bryggor per kommun och totalt 1 272 bryggor. Bland de svarande som förvaltar flytbryggor anger 39 procent att flytbryggorna använder EPS- eller XPS-element för flytkraft. 43 procent känner inte till vilket material som används. Dessutom är det oklart om alla, eller bara vissa flytbryggor använder EPS eller XPS. En mindre andel, 15 procent, av kommunerna rapporterar att flytkroppen har börjat gå sönder. Enligt industriella tillverkare i Sverige är det idag förbjudet att tillverka bryggor innehållande XPS. Anledningen till att det ändå förekommer svar i undersökning som indikerar på att det finns bryggor vars flytelement utgörs av XPS kan exempelvis bero på bristfällig kunskap bland bryggförvaltrarna eller att bryggorna i ovisshet egenhändigt tillverkats i privat regi av material med otillåtna komponenter.

Enligt Svenska Båtunionen finns det cirka 1 000 båtclubbar i Sverige. 171 båtclubbar (17 procent) svarade på enkäten, varav 105 använder flytbryggor i sin verksamhet. Båtclubbarna som använder flytbryggor och lämnade ett giltigt svar förvaltar 1–49 flytbryggor, vilket motsvarar cirka 5 bryggor per båtclubb och totalt 486 bryggor. Bland de svarande som använder flytbryggor uppger 34 procent att de använder EPS- eller XPS-element för flytkraft. 39 procent vet inte vilket material som används. Det är också oklart om alla, eller bara vissa flytbryggor, hålls flytande med hjälp av EPS eller XPS. 25 procent av båtclubbarna rapporterar att flytkroppen har börjat gå sönder.

Majoriteten av de svarande båtclubbarna anger att de flytbryggor som tillhandahålls av klubben har flytkroppar som är fullständigt täckta. I svaren från kommunerna finns en större osäkerhet gällande i vilken utsträckning bryggornas flytelement är täckta av ett skyddande material eller ej.

Tabell 1: Sammanställning över resultatet från enkätundersökningarna med kommuner respektive båtklubbar.

Mottagare	Antal svarande	Sammantaget antal flytbryggor	Andel som använder EPS/XPS	Andel som noterat synbart läckage av flytmaterial
Kommuner	103	1272	39 %	15 %
SBU	171	486	34 %	25 %

Trots osäkerheter kan vi uppskatta, baserat på enkäten (se Tabell 1 för sammanställning), att det finns 6 000–7 000 flytbryggor i Sverige om vi utvidgar enkätresultaten till hela landet och att 3 500–4 500 av dessa innehåller frigolit (se metodavsnitt för formel). Antalet flytbryggor som är helt oskyddade förväntas vara cirka 1000. Det är också viktigt att notera att privatägda flytbryggor inte ingår i denna studie och att det totala antalet därför kan vara mycket större. Ungefär hälften av flytbryggorna som rapporterades i enkäten förvaltas av kommuner och den andra hälften av småbåtshamnar. Cirka 20 procent av flytbryggorna förväntas vara något skadade, vilket potentiellt kan resultera i förlust av frigolitfragment och partiklar. Mängden förlorad frigolit är mycket osäker på grund av att skadornas omfattning inte är klar. Storleken på flytbryggorna och mängden frigolit som används är också oklar, då kunskapen om bryggornas materialkomposition i vissa fall tycks vara okänd för innehavaren.

Den totala utsläppen av frigolit från alla länder runt Östersjön uppskattas till 10–100 ton per år (Lassen et al., 2019). För närvarande kan andelen frigolit från flytbryggor inte uppskattas på grund av bristande data, både i denna rapport och som genererats av tidigare forskning. Utsläpp till Kattegatt och Skagerrak har inte heller kunnat uppskattats utifrån resultat av tidigare forskning. Vi kan däremot, utifrån litteraturstudien som gjorts inom ramarna för denna rapport, notera att höga halter av frigolit har hittats i Skagerrak, möjligtvis till följd av de strömmar och vindförhållanden som råder i området om utsläppskällan härrör från Nordsjön eller Atlanten.

Utsläppsprocessen förväntas huvudsakligen vara fysisk. Grävande organismer kan bidra genom fragmentering av frigolit och genom att frigöra mikropartiklar av frigolit. Organismer (till exempel *Marphysa sanguinea*) som rapporterats gräva i frigolit finns inte i svenska vatten, men andra arter i samma familj (Skalgrusmask *Eunice pennata*) finns på den svenska västkusten från Öresund till Skagerrak samt längs den norska kusten och i Nordsjön. Organismer från samma klass (Havsborstmaskar *Polychaeta*) har hittats längs hela svenska kusten, men finns mer förekommande i saltare vatten längs västkusten. Fotonedbrytningsprocesser förväntas ha liten påverkan eftersom de flytande elementen är nedsänkta i vattnet. Även när flytbryggor tas upp under vintern förväntas exponeringen för solljus vara begränsad. Däremot kan frigolitfragment av varierande storlek som frigörs och flyter bort från flytbryggorna brytas ner till mindre bitar och partiklar, inklusive mikro- och nanopartiklar. Solljus kan bidra till ytterligare nedbrytning eftersom

fragmenten och partiklarna befinner sig vid vattenytan eller vid kusten, nedbrytningen av frigolit kan därför ske snabbare. Dessutom kan nedbrytningen av frigolit leda till frisättning av kemiska rester från produktionsprocessen eller frigöring av kemikalier som har absorberats i den marina miljön. Dessa inkluderar styrenoligomerer, flamskyddsmedel och metaller.

6.3. POTENTIELLA RISKER

Kvantifieringen av potentiella risker av frigolitexponering i Östersjön och Nordsjön är för närvarande inte möjlig på grund av brist på data (Lassen et al., 2019). Att uppskatta risker involverar flera steg som kombinerar faroidentifiering, dos-responsbedömning, exponeringsbedömning och riskkaraktärisering. Faroidentifiering är identifiering av effekter genom laboratoriestudier (till exempel djurtester och in vitro-experiment) eller epidemiologiska studier. Dos-responsbedömning fastställer sambandet mellan exponeringens nivå (dos) och svårighetsgraden av effekterna (respons) genom att uppskatta den minsta dos vid vilken ett ämne orsakar effekter och fastställa hur effekterna förändras med ökad exponering. Exponeringsbedömning är uppskattningen av mängd, varaktighet och frekvens av exponering och involverar typiskt uppskattningen av miljönivåer. Slutligen integrerar riskkaraktärisering data från de tidigare stegen för att uppskatta den totala risken.

För frigolit är risker en kombination av både direkta effekter av frigolitpartiklar och frisättningen av potentiellt toxiska kemikalier. Frigolitpartiklar kan intas av organismer, vilket leder till negativa effekter på matsmältningssystemet. Huvudeffekten förväntas vara blockering av matsmältningsskanaler. Hårdare plastfragment förväntas vara hårdare och skarpare än frigolit och kan orsaka fysiska skador. En ytterligare risk är relaterad till exponering för kemikalier associerade med frigolit. Styrenoligomerer, som kan frigöras från frigolit, anses vara hormonstörande ämnen. Frigolit kan också innehålla tillsatser som flamskyddsmedel. Hexabromcyklododekan (HBCD) har skadliga effekter på nervsystemet, hormonsystemet, hjärt-kärlsystemet, levern och reproduktionssystemet.

7. SLUTSATSER

Utifrån enkätstudien som genomförts för denna rapport samt litteraturstudien står det klart att både EPS och XPS utgör en del av den plastförorening som idag påverkar den akvatiska miljön och att båda dessa förekommer i de flytbryggor som nyttjas i Sverige idag. Frigolit kan innehålla tillsatser som flamskyddsmedel, som exempelvis hexabromcyklododekan, vilket har skadliga effekter på nervsystemet, hormonsystemet, hjärt-kärlsystemet, levern och reproduktionssystemet. Det ska noteras att frigolit som behandlats med hexabromcyklododekan enligt tillverkare inte är avsett som flytmateriel i exempelvis bryggor. Samtidigt har ämneskomponenter som bland annat brom, järn och zink identifierats vid analyser av uppspolade frigolitfragment. Hexabromcyklododekan kan läcka ut i miljön i samband med produktion, bortskaffande och nedbrytning, men

även genom nedbrytning via marina organismer som tar upp eller sprider dessa ämnen.

När det gäller läckage från frigolit är risken en kombination av både direkta effekter av frigolitpartiklar och frisättningen av potentiellt toxiska kemikalier, dock saknas tillräcklig information för att bedöma risken.

Utifrån de okulära undersökningarna som genomförts inom ramarna för detta uppdrag kan det konstateras att påväxten av organismer på de flytbryggor som undersökts är påtaglig, speciellt i marin miljö. Påväxten kan emellertid inte antas utgöra något skydd mot plastläckage, då grävande organismer har en hög upptagningsförmåga av såväl plastpartiklar som olika giftiga kemikalier. De orsakar också betydande skador på EPS-strukturer (Davidson, 2012; Zheng et al., 2023). En isopod skapar tusentals mikroplastpartiklar när den gräver ut en håla och hela kolonier kan därför släppa ut miljontals mikropartiklar från bryggorna. Avsaknaden av påväxt kan indikera att materialet inte går att tillväxa på, antingen för att det är fysiskt svårt eller för att det utsöndrar någon typ av anti-fouling. Det saknas information om dessa grävande organismers utbredning i svenska vatten.

Utifrån den okulära undersökningen kan även de bryggor som försetts med ett skyddande lager, av exempelvis armerad cement, orsaka cellplastutsläpp, om dessa hålls sjösatta året om. Vid isläggning kan de kvarliggande flytbryggorna utsättas för skav och nötning då både isblocken och det flytande vatten som finns kvar undertill rör på sig.

Vidare konstateras att cirka 20 procent av de kartlagda flytbryggorna i viss mån är skadade, vilket kan frigöra frigolitfragment och partiklar till det omgivande vattnet. Dock är mängden mycket osäker på grund av avsaknad av information om skadornas storlek. Enkätstudien gör klart att det även saknas information om flytbryggornas storlek och mängden frigolit. På grund av brist på data, och information hos de som förvaltar bryggorna, går det inte att kvantifiera den nuvarande potentiella risken av frigolitetexponering i Sveriges akvatiska miljö. Bryggor förändrar livsvillkoren för djur- och växtliv, men bryggans påverkan kan minskas genom att noggrant överväga vilket material som används, och hur den konstrueras.

7.1. REKOMMENDATIONER

För att kunna utröna hur mycket den nuvarande förekomsten av flytbryggor konstruerade med delvis oskyddad frigolit bidrar till marin plastförorening i Sverige krävs en mer detaljerad informationsinhämtning från de aktörer som förvaltar denna typ av bryggor. Studien visar att frigolit och annan cellplast är vanligt förekommande materialval av flytelement vid anläggning av flytbryggor i Sverige.

Vidare har undersökningen visat att den tillgängliga informationen om Sveriges nuvarande bestånd av flytbryggor är alltför bristfällig för att utföra detaljerade beräkningar på den effekt som dagens flytbryggor ger upphov till. Därför är det nödvändigt med ytterligare studier på hur många bryggmeter av Sveriges bryggbestånd som består av oskyddade flytelement av frigolit, för att kunna kvantifiera hur mycket av det plastläckage som sker kommer från just denna källa.

Utifrån ovanstående rekommenderas förvaltare av flytbryggor, som exempelvis kommuner, att tillämpa försiktighetsprincipen enligt hänsynsreglerna 2 kap. 3 § i miljöbalken i väntan på ytterligare utredningar och studier. Detta baserat på uppdragets studie av befintlig litteratur som indikerar att frigolit i sin oskyddade form kan medföra olägenhet, inte bara för akvatiska organismer utan även för människors hälsa.¹⁰

¹⁰ Definitionen av olägenhet för människors hälsa finns i 9 kap. 3 § miljöbalken och innebär en störning som enligt en medicinsk eller hygienisk bedömning kan påverka hälsan menligt och som inte är ringa eller helt tillfällig.

REFERENSER

- Ali, R., & Shams, Z. I. (2015). Quantities and composition of shore debris along Clifton Beach, Karachi, Pakistan. *Journal of Coastal Conservation*, 19(4), 527-535. <https://doi.org/10.1007/s11852-015-0404-x>
- Allshouse, M. R., Ivey, G. N., Lowe, R. J., Jones, N. L., Beegle-Krause, C. J., Xu, J., & Peacock, T. (2017). Impact of windage on ocean surface Lagrangian coherent structures. *Environmental Fluid Mechanics*, 17(3), 473-483. <https://doi.org/10.1007/s10652-016-9499-3>
- BBC. (2019). Holyhead Marina rebuild plans to withstand another Storm Emma. BBC News.
- Botterell, Z. L. R., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, 245, 98-110. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>
- Bravo, M., Astudillo, J. C., Lancellotti, D., Luna-Jorquera, G., Valdivia, N., & Thiel, M. (2011). Rafting on abiotic substrata: properties of floating items and their influence on community succession. *Marine Ecology Progress Series*, 439, 1-17. <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v439/p1-17/>
- Brunner, K., Kukulka, T., Proskurowski, G., & Law, K. L. (2015). Passive buoyant tracers in the ocean surface boundary layer: 2. Observations and simulations of microplastic marine debris. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 120(11), 7559-7573. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/2015JC010840>
- Cadée, G. C. (2002). Seabirds and floating plastic debris. *Marine Pollution Bulletin*, 44(11), 1294-1295. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00264-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00264-3)
- Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P., & Peck, B. B. (1972). Polystyrene Spherules in Coastal Waters. *Science*, 178(4062), 749-750. <https://doi.org/doi:10.1126/science.178.4062.749>
- Carson, H. S., Nerheim, M. S., Carroll, K. A., & Eriksen, M. (2013). The plastic-associated microorganisms of the North Pacific Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 75(1), 126-132. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.054>
- Chan, H. H. S., & Not, C. (2023). Variations in the spatial distribution of expanded polystyrene marine debris: Are Asian's coastlines more affected? *Environmental Advances*, 11, 100342. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100342>
- Chubarenko, I., Bagaev, A., Zobkov, M., & Esiukova, E. (2016). On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 108(1), 105-112. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.048>

Coffin, S., Huang, G.-Y., Lee, I., & Schlenk, D. (2019). Fish and Seabird Gut Conditions Enhance Desorption of Estrogenic Chemicals from Commonly-Ingested Plastic Items. *Environmental Science & Technology*, 53(8), 4588-4599.

<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07140>

Copernicus (2025). Plastföroreningar. Tillgänglig: <https://marine.copernicus.eu/sv/explainers/phenomena-threats/plastic-pollution>

Costa, L. L., Arueira, V. F., da Costa, M. F., Di Benedetto, A. P. M., & Zalmon, I. R. (2019). Can the Atlantic ghost crab be a potential biomonitor of microplastic pollution of sandy beaches sediment? *Marine Pollution Bulletin*, 145, 5-13.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.019>

Davidson, T. M. (2012). Boring crustaceans damage polystyrene floats under docks polluting marine waters with microplastic. *Marine Pollution Bulletin*, 64(9), 1821-1828.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.06.005>

Davis, W., & Murphy, A. G. (2015). Plastic in surface waters of the Inside Passage and beaches of the Salish Sea in Washington State. *Marine Pollution Bulletin*, 97(1), 169-177.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.019>

De-la-Torre, G. E., Dioses-Salinas, D. C., Pizarro-Ortega, C. I., & Saldaña-Serrano, M. (2020). Global distribution of two polystyrene-derived contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 161, 111729.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111729>

Direktiv 2008/56/EG. Ramdirektiv om en marin strategi 2008/56/EG. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/56/oj?locale=sv>

Eriander, L., Laas, K., Bergström, P., Gipperth, L., och Moksnes, P. O. (2017). The effects of smallscale coastal development on the eelgrass (*Zostera marina* L.) distribution along the Swedish west coast Ecological impact and legal challenges. *Ocean och Coastal Management*, 148, 182-194. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.08.005>

Esiukova, E. (2017). Plastic pollution on the Baltic beaches of Kaliningrad region, Russia. *Marine Pollution Bulletin*, 114(2), 1072-1080.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.001>

Europa kommissionen (2025). EU Plastics Strategy. Tillgänglig: https://environment.ec.europa.eu/strategy/plastics-strategy_en#timeline

Gewert, B., Ogonowski, M., Barth, A., & MacLeod, M. (2017). Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 120(1), 292-302.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.062>

Gray, H., Lattin, G. L., & Moore, C. J. (2012). Incidence, mass and variety of plastics ingested by Laysan (*Phoebastria immutabilis*) and Black-footed Albatrosses (*P. nigripes*)

recovered as by-catch in the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 64(10), 2190-2192. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.07.053>

Magnusson, M., Andersson, S., Bergkvist, J & Granmo, Å. (2016). Biologiska effekter av organiska tennföreningar. I Havet 2015/2016 – om miljötillståndet i svenska havsområden (s. 95-105). Havsmiljöinstitutet. <https://havsmiljo.se/pdf/rapporter/havet-2015-16.pdf>

Havs- och vattenmyndigheten (2023). Om nedskräpning i haven. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/miljopaverkan-och-atgarder/miljopaverkan/marint-skrap/om-nedskrapning-i-haven.html>

Havs- och vattenmyndigheten ÅPH 22. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/planer-ring-forvaltning-och-samverkan/havsmiljoforvaltning/atgardsprogram-for-havsmiljon-i-nordsjon-och-ostersjon/atgardsfaktablad/faktablad/atgardsfaktablad-22---marint-skrap.html>

HELCOM (2021), Baltic Sea Action Plan 2021 update. Baltic Marine Environment Protection Commission. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2021/10/Baltic-Sea-Action-Plan-2021-update.pdf>

Hengstmann, E., Gräwe, D., Tamminga, M., & Fischer, E. K. (2017). Marine litter abundance and distribution on beaches on the Isle of Rügen considering the influence of exposition, morphology and recreational activities. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1), 297-306. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.026>

Heo, N. W., Hong, S. H., Han, G. M., Hong, S., Lee, J., Song, Y. K., Jang, M., & Shim, W. J. (2013). Distribution of small plastic debris in cross-section and high strandline on Heungnam beach, South Korea. *Ocean Science Journal*, 48(2), 225-233. <https://doi.org/10.1007/s12601-013-0019-9>

IARC Monographs Vol 121 Group (2018). “Carcinogenicity of quinoline, styrene, and styrene-7,8-oxide.” *Lancet Oncology* (publicerad April 18, 2018).

Jang, M., Shim, W. J., Han, G. M., Rani, M., Song, Y. K., & Hong, S. H. (2016). Styrofoam Debris as a Source of Hazardous Additives for Marine Organisms. *Environmental Science & Technology*, 50(10), 4951-4960. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05485>

Jang, M., Shim, W. J., Han, G. M., Song, Y. K., & Hong, S. H. (2018). Formation of microplastics by polychaetes (*Marphysa sanguinea*) inhabiting expanded polystyrene marine debris. *Marine Pollution Bulletin*, 131, 365-369. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.017>

Kazour, M., & Amara, R. (2020). Is blue mussel caging an efficient method for monitoring environmental microplastics pollution? *Science of The Total Environment*, 710, 135649. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135649>

Kitamura, S., Ohmegi, M., Sanoh, S., Sugihara, K., Yoshihara, S., Fujimoto, N., & Ohta,

- S. (2003). Estrogenic activity of styrene oligomers after metabolic activation by rat liver microsomes [Article]. *Environmental Health Perspectives*, 111(3), 329-334.
<https://doi.org/10.1289/ehp.5723>
- Kwon, B. G., Koizumi, K., Chung, S.-Y., Kodera, Y., Kim, J.-O., & Saido, K. (2015). Global styrene oligomers monitoring as new chemical contamination from polystyrene plastic marine pollution. *Journal of Hazardous Materials*, 300, 359-367.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.07.039>
- Laist, D. W. (1987). Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6, Supplement B), 319-326.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(87\)80019-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0025-326X(87)80019-X)
- Laist, D. W. (1997). Impacts of Marine Debris: Entanglement of Marine Life in Marine Debris Including a Comprehensive List of Species with Entanglement and Ingestion Records. In J. M. Coe & D. B. Rogers (Eds.), *Marine Debris: Sources, Impacts, and Solutions* (pp. 99-139). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8486-1_10
- Lassen, C., Warming, M., Kjølholt, J., Jakobsen, L. G., Vrubliauskiene, N., Novichkov, B., Strand, J., Feld, L., & Bach, L. (2019). Survey of polystyrene foam (EPS and XPS) in the Baltic Sea : Final report. C. A/S.
- Lenzi, J., Burgues, M. F., Carrizo, D., Machín, E., & Teixeira-de Mello, F. (2016). Plastic ingestion by a generalist seabird on the coast of Uruguay. *Marine Pollution Bulletin*, 107(1), 71-76. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.016>
- Li, W. C., Tse, H. F., & Fok, L. (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of The Total Environment*, 566-567, 333-349.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>
- Liu, Z., Zhu, Y., Lv, S., Shi, Y., Dong, S., Yan, D., Zhu, X., Peng, R., Keller, A. A., & Huang, Y. (2022). Quantifying the Dynamics of Polystyrene Microplastics UV-Aging Process [Article]. *Environmental Science and Technology Letters*, 9(1), 50-56.
<https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c00888>
- Lusher A. (2015) Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. I Bergmann M., Gutow L., Klages M. (red.). *Marine Anthropogenic Litter*. Cham: Springer International Publishing AG Switzerland sid 245-307. DOI 10.1007/978-3-319-16510-3
- Länsstyrelsen Stockholms (2018). *Fakta 2018:4 Våra bryggors påverkan på växter och djur* (ISBN: 978-91-7281-803-3). Länsstyrelsen Stockholms län. <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.1b1d393819324610c3748858/1732516008943/V%C3%A5ra%20bryggors%20p%C3%A5verkan%20p%C3%A5%20v%C3%A4xter%20och%20djur.pdf>
- Maes, T., Van der Meulen, M. D., Devriese, L. I., Leslie, H. A., Huvet, A., Frère, L., Robbens, J., & Vethaak, A. D. (2017). Microplastics Baseline Surveys at the Water Surface

and in Sediments of the North-East Atlantic [Original Research]. *Frontiers in Marine Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00135>

Magnusson K., Eliasson K., Fråne A., Haikonen K., Hultén J., Olshammar M., Stadmark J., Voisin A. (2016) Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment - A review of existing data. Rapport/IVL Svenska Miljöinstitutet: C 183. IVL Svenska Miljöinstitutet

Moksnes, Per- Olav et al. (2019). Typer av påverkan från fritidsbåtar och effekter på miljön. Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutets rapport nr 2019:3, pp. 51–94.

Naturvårdsverket (2025). Fakta om bly. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/metaller/fakta-om-bly/>

Naturvårdsverket (2024). Mikroplast. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/plast/om-plast/mikroplast/>

Naturvårdsverket (2019). Mikroplaster i miljön år 2019. Redovisning av ett regeringsuppdrag. Ärendenr: 08867-17. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/4ac3ba/globalassets/amnen/plast/dokument/ru2019-05-28uppdrag-mikroplaster.pdf>

Naturvårdsverket & Boverket (2012). Strandskydd - en vägledning för planering och prövning. Handbok 2009:4, utgåva 2. ISBN 978-91-620-0175-9.

Oregon Department of Fish and Wildlife (2016). Residential Dock Guidelines.

OSPAR (2024). *Marine Litter Regional Action Plan*. Tillgänglig via: <https://www.ospar.org/work-areas/eiha/marine-litter/regional-action-plan>

Poston, T. M. (2001). Treated wood issues associated with overwater structures in marine and freshwater environments. Washington Department of Fish and Wildlife.

Rani, M., Shim, W. J., Jang, M., Han, G. M., & Hong, S. H. (2017). Releasing of hexabromocyclododecanes from expanded polystyrenes in seawater -field and laboratory experiments. *Chemosphere*, 185, 798-805. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.042>

Rizzi, M., Rodrigues, F. L., Medeiros, L., Ortega, I., Rodrigues, L., Monteiro, D. S., Kessler, F., & Proietti, M. C. (2019). Ingestion of plastic marine litter by sea turtles in southern Brazil: abundance, characteristics and potential selectivity. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 536-548. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.054>

Rosevelt, C., Los Huertos, M., Garza, C., & Nevins, H. M. (2013). Marine debris in central California: Quantifying type and abundance of beach litter in Monterey Bay, CA. *Marine Pollution Bulletin*, 71(1), 299-306. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.015>

SFS 1998:1388. *Förordning om vattenverksamheter*.

https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-19981388-om-vattenverksamheter_sfs-1998-1388/

SFS 1998:808. *Miljöbalk*. https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808

SFS 2010:1341. *Havsmiljöförordningen*. https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/havsmiljoforordning-20101341_sfs-2010-1341/

Song, Y. K., Hong, S. H., Eo, S., Han, G. M., & Shim, W. J. (2020). Rapid Production of Micro- and Nanoplastics by Fragmentation of Expanded Polystyrene Exposed to Sunlight. *Environmental Science & Technology*, 54(18), 11191-11200. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02288>

Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., Han, G. M., Jung, S. W., & Shim, W. J. (2017). Combined Effects of UV Exposure Duration and Mechanical Abrasion on Microplastic Fragmentation by Polymer Type. *Environmental Science & Technology*, 51(8), 4368-4376. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06155>

Strand, J., Tairova, Z., & Metcalfe, R. d. A. (2016). Status on beach litter monitoring in Denmark 2015. Amounts and composition of marine litter on Danish reference beaches. (Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 177, Issue.

Ter Halle, A., Ladirat, L., Gendre, X., Goudouneche, D., Pusineri, C., Routaboul, C., Tennailleau, C., Duployer, B., & Perez, E. (2016). Understanding the fragmentation pattern of marine plastic debris. *Environmental Science & Technology*, 50(11), 5668-5675.

Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304(5672), 838-838. <https://doi.org/doi:10.1126/science.1094559>

Turley, A. (2018). IARC says plastics component styrene is ‘probably carcinogenic’. *Chemical Watch. Journal of Hazardous Materials*, 383, 121065. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121065>

Turner, A. (2020). Foamed Polystyrene in the Marine Environment: Sources, Additives, Transport, Behavior, and Impacts. *Environmental Science & Technology*, 54(17), 10411-10420. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03221>

Turner, A. (2021). Polystyrene foam as a source and sink of chemicals in the marine environment: An XRF study. *Chemosphere*, 263, 128087. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128087>

Turner, A., & Lau, K. S. (2016). Elemental concentrations and bioaccessibilities in beached plastic foam litter, with particular reference to lead in polyurethane. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1), 265-270.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.005>

UNEP. (2021). From Pollution to Solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution. Synthesis.

Williams, R., Ashe, E., & O'Hara, P. D. (2011). Marine mammals and debris in coastal waters of British Columbia, Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 62(6), 1303-1316.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.02.029>

Yousif, E., & Haddad, R. (2013). Photodegradation and photostabilization of polymers, especially polystyrene: review. *SpringerPlus*, 2(1), 398. <https://doi.org/10.1186/2193-1801-2-398>

Zheng, Y., Zhu, J., Li, J., Li, G., & Shi, H. (2023). Burrowing invertebrates induce fragmentation of mariculture Styrofoam floats and formation of microplastics. *Journal of Hazardous Materials*, 447, 130764. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.130764>

Zhou, Q., Tu, C., Fu, C., Li, Y., Zhang, H., Xiong, K., Zhao, X., Li, L., Waniek, J. J., & Luo, Y. (2020). Characteristics and distribution of microplastics in the coastal mangrove sediments of China. *Science of The Total Environment*, 703, 134807.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134807>

Zhu, L., Zhao, S., Bittar, T. B., Stubbins, A., & Li, D. (2020). Photochemical dissolution of buoyant microplastics to dissolved organic carbon: Rates and microbial impacts.

FOTNOTER

¹ Strandskyddet kan också vara utvidgat upp till 300 meter från strandlinjen, men det påverkar inte frågan om bryggor som alltid ligger inom 100 meter.

² 7 kap 18c § p. 3 miljöbalken

³ 19 § p. 2 & 3 förordning (1998:1388) om vattenverksamheter.

⁴ 23 § förordning om vattenverksamheter.

⁵ Begreppet ursprunglig avfallsproducent definieras som den som ger upphov till avfall.

⁶ Om globala målen, mål 14: <https://globalamalen.se/om-globala-malen/mal-14-hav-och-marina-resurser/>

⁷ Plaststrategin: så gör EU för att minska på avfallet: <https://www.euro-parl.europa.eu/topics/sv/article/20180830STO11347/plaststrategin-sa-vill-eu-minska-pa-avfallet>

⁸ Europeiska gröna given - EU-kommissionen siktar på nollförorening av luft, vatten och mark: https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/sv/ip_21_2345

⁹ Definitionen av olägenhet för människors hälsa finns i 9 kap. 3 § miljöbalken och innebär en störning som enligt en medicinsk eller hygienisk bedömning kan påverka hälsan menligt och som inte är ringa eller helt tillfällig.

