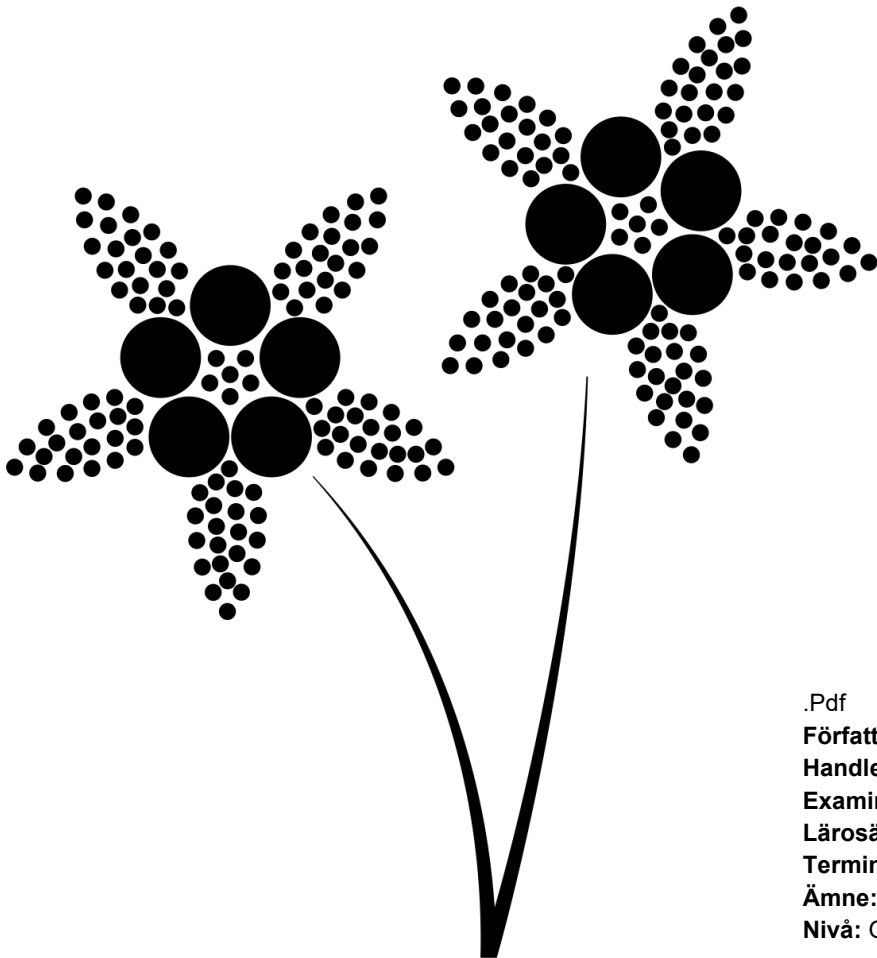


Mikroplastforskning i Marina Miljöer

Metodologiska begränsningar och kunskapsluckor



.Pdf

Författare: Gustav Schrevelius

Handledare: Petronella Lind

Examinator: Fredrik Hjorth

Lärosäte: Linnéuniversitetet

Termin: VT26

Ämne: Självständigt arbete, 1SJ511

Nivå: Grundnivå

Microplastics Research in Marine Environments: Methodological Limitations and Knowledge Gaps

Abstract

Microplastic pollution in marine environments has recently seen an increase in scientific attention, in part due to its slow natural degradation, but also due to it causing a wide range of ecological impacts. A lesser-known source of microplastic pollution are the antifouling systems used on shipping vessels. Antifouling paints are designed to prevent the growth of biofouling on marine surfaces and ship hulls. These paints can release antifouling particles (APP) into the environment through wear and tear or maintenance. Estimates of the emissions of microplastics from antifouling and the maritime industry are inconsistent and varied, due to the lack of standardized methodology and definitions in the field.

This study explores how previous research has quantified microplastics pollution from marine sources, with focus on methods used, analysis, reported results, and identifying methodological limitations. Using chronological, thematic, and methodological analysis, literature across several scientific databases was collected, reviewed, and analyzed for patterns and inconsistencies.

The results show that the popularity of microplastics research has overshadowed antifouling research in recent times, passing it in terms of published studies in 2020. The thematic analysis shows that a lot of the research focuses on the occurrence of microplastics in the environment and its ecological effects, with less studies focusing on regulation and history. The methodological analysis reveals large variation in methods for definition, sampling, analysis, and the following results. The results show the differences in measured concentrations of microplastics, from none to extremely high, varying by location and method used.

These observations illustrate the need for standardized methods and definition, and a lack thereof. The inconsistencies in the results and methods used impede the ability to compare studies and reliably assess the emission of harmful microplastics from marine environments and antifouling.

Nyckelord

Microplastic, Method, Environment, Antifouling, Ship, Maritime, Pollution

Tack

Jag vill tacka handledare Petronella Lind för värdefull vägledning och konstruktiv feedback under arbetets gång.

Jag vill även tacka familj och vänner för deras input och feedback.

Innehållsförteckning

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | Inledning | 1 |
| 2 | Bakgrund & Problemformulering | 2 |
| 2.1 | Introduktion till antifouling & biofouling | 2 |
| 2.2 | Mikroplaster | 2 |
| 2.3 | Regelverk & forskning | 3 |
| 2.4 | Begränsningar & kunskapsluckor | 4 |
| 3 | Syfte & Frågeställningar | 5 |
| 4 | Teoretisk ram | 6 |
| 4.1 | Biofouling & antifouling | 6 |
| 4.2 | APP & mikroplast | 6 |
| 4.3 | Ekologiska effekter | 7 |
| 4.4 | Regelverk & utveckling | 7 |
| 4.5 | Kunskapsluckor & Begränsningar | 8 |
| 5 | Metod | 9 |
| 5.1 | Design | 9 |
| 5.2 | Litteratursökning | 9 |
| 5.3 | Urval | 10 |
| 5.4 | Användning av generativ AI | 10 |
| 6 | Litteraturöversikt | 11 |
| 6.1 | Modern antifoulingteknik | 11 |
| 6.2 | Mikroplaster & antifouling particles | 12 |
| 6.3 | Spridning och ackumulering i miljön | 13 |
| 6.4 | Metoder och resultat från tidigare studier | 14 |
| 6.5 | Kunskapsluckor och metodologiska begränsningar | 16 |
| 7 | Resultat | 17 |
| 7.1 | Kronologisk analys | 17 |
| 7.2 | Tematisk analys | 18 |
| 7.3 | Metodkritisk analys | 20 |
| 8 | Diskussion | 24 |
| 9 | Källförteckning | 27 |

Definitionslista

Antifouling: Beläggning med syfte att hindra påväxten av organismer på undervattensytor.

Biofouling: Påväxten av organismer på undervattensytor.

Biofilm: Slemmig skikt av mikroorganismer som bildas på ytor och ger upphov till vidare påväxt av organismer.

Mikroplast: Små plastpartiklar som kan produceras små eller bildas genom nedbrytning.

Antifouling Paint Particle (APP): Små färgpartiklar som kan lossna från antifouling färg.

Organiska Tennföreningar: Kemiska föreningar baserade på tenn som är mycket giftiga.

Metodologisk Begränsning: Begränsningar i forskningsmetoder som försvårar datainsamling och möjligheten att analysera resultat.

Standardiserad Metod: En definierad och allmänt vedertagen metod för provtagning, analys, eller presentation av resultat.

Självpolerande Polymerer: Polymerer designade för att långsamt brytas ned i vatten.

Spektroskopi: Metod för att identifiera material baserat på hur de interagerar med ljus.

Hydrofobi: Vattenavstötande.

Ytenergi: Energi i ytan av ett material som avgör hur lätt vätskor kan sprida sig och fästa. Hög ytenergi gör det lätt för vätskor att spridas och fästa. Låg ytenergi får vätskor att fästa sämre och pärla sig.

Trofinivå: en specifik nivå i en näringskedja.

Sublittoral områden: Områden under lågvattenlinjen som är permanent under vatten.

Van Veen Grab: Skopa som används för att ta prover av sediment från havsbotten.

Effluent: Avloppsvatten som släpps ut i miljön.

AFS-konventionen: Konvention som förbjuder eller begränsar användningen av organiska tennföreningar i färger på fartyg.

Biocidal Products Regulation: EU-förordning som styr godkännande och användning av biocidala produkter.

1 Inledning

Påväxt av organismer på ytor i marina miljöer kallas biofouling, och är ett välkänt problem inom sjöfarten och andra branscher av marinindustrin. Organismer som musslor, alger och bakterier fäster sig på ytor och bidrar till bland annat ökad underhållskostnad genom belastning av strukturer och påskyndad korrosion. Biofouling på fartyg leder till högre bränsleförbrukning och ökat behov av underhåll. (Dafforn, m.fl., 2011)

För att bekämpa biofouling används olika typer av antifouling, som är färgsystem med syfte att förhindra organismer från att fästa sig på skrovet. Antifoulingfärger kan innehålla biocider som kan läcka ut och påverka marint liv och ekosystem. (Dafforn m.fl., 2011; ECHA, 2012)

Mikroplaster kan bland annat frigöras när antifoulingfärger bryts ned och spridas i vattnet (Kum m.fl. 2025; Gaylarde m.fl. 2019). Partiklarna är ofta mycket små och kan fungera som bärare av skadliga kemiska ämnen, vilket kan ha negativ effekt på ekosystemen (Claessens m.fl. 2011). Utsläppet av mikroplaster är ett relativt nyupptäckt problem, och kan ha fått mycket ny uppmärksamhet då partiklarna bryts ned väldigt långsamt och redan har hittats inuti organismer (Kum m.fl. 2025; Ryan, P. G. 2015; Mathalon & Hill, 2014).

Den ökade uppmärksamheten har lett till mer forskning om utsläpp av mikroplaster från antifouling. Trots detta är mängden tillgänglig data om mikroplaster från antifouling begränsad, och forskningen präglas av metodologiska problem för kvantifiering av storleken på utsläppen (Galgani m.fl. 2015; Frias & Nash, 2019).

Studier använder sig av olika metoder för mätning och analys av mikroplasterna, vilket gör det svårt att jämföra dem och få en helhetsbild. Utöver det saknas det en accepterad definition av vad som räknas in i begreppet mikroplast, inklusive storlek, material, och nedbrytningsgrad (Hartmann m.fl. 2019). Detta gör det svårt att bedöma hur stort problemet är, och hindrar på så sätt utvecklingen av regelverk och åtgärder. Ökad förståelse för den ekologiska effekten och storleken på utsläppen är därför en viktig pusselbit för att kunna utveckla regelverken i rätt riktning (Dafforn m.fl. 2012; Galgani m.fl. 2015;).

Syftet med denna studie är att analysera hur tidigare studier kvantifierat och uppskattat utsläpp av mikroplaster från antifouling, samt identifiera kunskapsluckor och begränsningar inom området.

2 Bakgrund & Problemformulering

2.1 Introduktion till antifouling & biofouling

Syftet med antifouling är att förhindra och minska organismers förmåga att fästa sig på ytor genom biologiska, kemiska, och fysiska lösningar, vilket förhindrar biofouling. (Dafforn m.fl. 2012).

Biofouling är ett naturligt fenomen där organismer fäster på ytor i marina miljöer. Detta sker ofta genom att små organismer som bakterier och alger producerar en klabbig biofilm på ytan, som sedan gör det möjligt för större organismer som musslor och havstulpaner att fästa sig (Dafforn m.fl. 2012, Gu m.fl. 2020).

På fartygskrov orsakar biofouling både ekonomiska och tekniska problem. Ekonomiskt ökar biofouling fartygets friktion i vattnet, vilket innebär ökad bränsleförbrukning för framdrift. För att avlägsna biofouling från fartyget krävs omfattande underhåll, vilket är ännu en utgift (Champ m.fl. 2000; Carson m.fl. 2009). Miljömässigt leder den ökade bränsleförbrukningen till ökade utsläpp av växthusgaser och andra föroreningar. Biofouling kan även transportera organismer till främmande ekosystem där de kan skada de inhemska arterna (Dafforn m.fl. 2012). Det har även potential att öka korrosionshastigheten av metall och blockera rörledningar, vilket kan leda till minskad livslängd och begränsad funktionalitet av anläggningar och system (Gu m.fl. 2020; Laftah & Rahman, 2025).

2.2 Mikroplaster

Mikroplaster definieras ofta som plastpartiklar och syntetiska mikrofibrer som är mindre än 5 mm, men olika definitioner förekommer i olika studier (Frias & Nash, 2019; Zeng, E. Y. 2023; Wesch m.fl. 2017; Woodall m.fl. 2015). De kan bildas genom nedbrytning av större plastföremål och sedan spridas i marina miljöer. Mikroplasterna kan bära med sig föroreningar och utgör ett hot för både organismer och ekosystem (Claessens m.fl. 2011).

Inom forskning kring antifouling inkluderas ibland antifouling paint particles (APP) i definitionen av mikroplaster, som består av små fragmenterade färgflagor från fartyg. Källor till dessa utsläpp är främst underhåll som blästring, rengöring, och slipning, men även naturligt slitage över tid (Kim m.fl. 2024). APP kommer inte enbart från sjöfartsindustrin, utan en betydande del kommer även från fritidsbåtar som ofta saknar utrustning för att samla upp partiklarna (Gaylarde m.fl. 2021; Kim m.fl. 2024). Studier har visat att APP kan utgöra en stor del av mikroplasterna i havet, och i vissa fall är de mest förekommande typerna (Gaylarde m.fl. 2021).

2.3 Regelverk & forskning

Historiskt har antifoulingfärger ofta innehållit skadliga organiska tennföreningar som tributyltenn (TBT). Marina ekosystem har visats vara känsliga för organiska tennföreningar, bland annat genom studier på minskad tillväxt och reproduktion hos skaldjur (Dafforn m.fl. 2012; Gibbs & Bryan, 1986). För att motverka negativa effekter har det införts flera internationella regelverk. Dessa regelverk har syftet att begränsa användningen av organiska tennföreningar och miljöfarliga biocider i antifouling (Dafforn m.fl. 2012). Abbott m.fl. (2000) argumenterar däremot för att förbud kan vara problematiskt, då det inte finns ett likvärdigt alternativ till TBT. De menar att det kan leda till mer biofouling genom användningen av sämre antifoulingmetoder. Vidare påpekas det att regelverken kan även hindra utvecklingen av ersättare genom att stoppa användningen av hela grupper av ämnen.

Det första stora regelverket med målet att förhindra utsläpp av organiska tennföreningar var AFS-konventionen som infördes av International Maritime Organization (IMO) år 2001. AFS-konventionen hade som syfte att förhindra spridningen av TBT genom att förbjuda applicering på fartyg efter 2003, samt att TBT inte längre skulle användas alls efter 2008 (IMO, 2001). AFS-konventionen blev internationell lag 2008 efter att minst 25% av världens handelsflotta ratificerat den. För många länder inom EU och Australien blev övergången relativt enkel, eftersom de ratificerat konventionen flera år tidigare och därmed redan börjat fasa ut TBT ur sina flottor (Champ m.fl. 2008).

Nästa stora regelverk var Biocidal Products Regulation (BPR), som infördes av EU 2012. Syftet med detta regelverk är att begränsa utsläpp av biocider i miljön för att skydda människor och bevara marina ekosystem. Detta sker genom strikta krav på godkännande av ämnen samt genom riskbedömningar för deras miljöpåverkan. BPR har dessutom bidragit till att skapa ett styrande ramverk som reglerar hur biocider får införas och användas, med fokus på miljö och hälsa (ECHA, 2012).

2.4 Begränsningar & kunskapsluckor

Samtidigt som utvecklingen av miljöanpassade antifoulingfärger fortsätter, kvarstår osäkerheter inom forskningsområdet. Särskilt uppmärksammade är osäkerheter kring dess långsiktiga påverkan på miljön och utsläpp av mikroplaster från antifoulingfärger (Kum m.fl. 2025).

Forskning kring mikroplast har ökat markant under senare år, men det kvarstår fortfarande betydande kunskapsluckor. Skillnader i metoder för provtagning och analys försvårar jämförelser av resultat och storleken på mikroplastutsläppen. Dessa skillnader bidrar till att försvåra möjligheten att få en helhetsbild av mikroplastutsläppens omfattning och påverkan på miljön (Hartmann m.fl. 2019; Frias & Nash, 2019).

3 Syfte & Frågeställningar

Syftet med studien är att undersöka hur tidigare forskning har kvantifierat mikroplastutsläpp från antifouling. Studien analyserar vilka metoder och definitioner som använts, och hur dessa påverkat uppskattningarna av storleken på utsläppen. Genom att analysera forskningen ska studien även identifiera metodologiska begränsningar och kunskapsluckor i forskningen, med fokus på hur de påverkar mätmetoder och jämförelser mellan studier.

Frågeställningar:

1. Vilka metoder har tidigare studier använt för att kvantifiera mikroplastutsläpp från antifoulingfärger?
2. Vilka resultat av storleken på utsläppen har dessa studier kommit fram till?
3. Vilka begränsningar och kunskapsluckor finns i den nuvarande forskningen om mikroplastutsläpp från antifouling?

4 Teoretisk ram

4.1 Biofouling & antifouling

Biofouling innebär påväxt av organismer på ytor i marina miljöer, som fartygsskrov, flytbryggor, och andra strukturer. Dessa organismer inkluderar exempelvis musslor, snäckor, havstulpaner, alger, och bakterier. Biofouling kan leda till ökad friktion på fartyg, som i sin tur ökar bränsleförbrukningen och utsläpp av växthusgaser. För att förebygga biofouling används olika metoder av antifouling (Gu m.fl. 2020). Antifouling innefattar material och metoder som har syftet att minska eller förhindra biofouling. Färgsystem med antifouling-egenskaper används ofta på fartyg inom sjöfartsindustrin och marina konstruktioner, men även på privatägda fritidsbåtar (Dafforn m.fl. 2012; Carson m.fl. 2009).

Tidigare har antifouling ofta innehållit biocider, ämnen som förhindrar organismers påväxt genom förgiftning. Organiska tennföreningar som tributyltenn har använts i stor utsträckning i antifoulingfärger, men även andra kopparbaserade biocider har använts (Dafforn m.fl. 2012; Abbott m.fl. 2000; Srinivasan & Swain, 2007). Dessa har på senare tid sett omfattande restriktioner och förbud, främst på grund av deras negativa påverkan på miljön och marina ekosystem. Modern antifouling riktar sig mot mer miljövänliga alternativ, som exempelvis självpolerande polymerer, som långsamt löses upp och frigör ämnen med antifouling-egenskaper (Laftah & Rahman, 2025; Thouvenin m.fl. 2002). Andra moderna innovationer innefattar biomimetiska ytor och nanostrukturer som har syftet att försvåra organismers förmåga att fästa sig (Gu m.fl. 2020; Li m.fl. 2020).

4.2 APP & mikroplast

Ibland används begreppet APP inom forskning om antifouling och mikroplaster. APP står för "antifouling paint particles", som är små färgpartiklar som lossnat från fartygs antifoulingfärg. Dessa kan lossna genom slitage och drift, men även genom underhåll som slipning och blästring (Kim m.fl. 2024). Antifoulingfärger innehåller ofta syntetiska polymerbaserade material, vilket har lett till diskussioner om huruvida dessa ska räknas som mikroplaster eller inte. Studier har pekat på APP som en betydande källa till mikroplastutsläpp i miljön, särskilt nära hamnar och varv (Gaylarde m.fl. 2021; Kum m.fl. 2025).

Mikroplaster definieras ofta som plastpartiklar med en storlek mindre än 5 mm i diameter. Denna definition varierar dock mellan studier, och är inte globalt accepterad (Kum m.fl. 2025). Mikroplaster kan även delas in i grupper, som "primära mikroplaster" och "sekundära mikroplaster". Primära mikroplaster är mikroplastpartiklar som är avsiktligt skapade i liten storlek, och sekundära mikroplaster är mikroplastpartiklar som

är oavsiktligen producerade, genom exempelvis nedbrytning av större plastföremål (Claessens m.fl. 2011; Wagner & Lambert, 2018) .

4.3 Ekologiska effekter

När mikroplast sprids i miljön är många av dessa så små att de kan tas upp av organismer (Derraik, J. G. B. 2002; Wagner & Lambert, 2018). Små organismer som musslor och snäckor kan ta upp de riktigt små partiklarna, medan större organismer kan få i sig dessa även genom konsumtion (Graham & Thompson, 2009; Thompson, R. C. 2015). Intaget kan leda till ackumulering av partiklarna i organismerna, och potentiellt förflytta dessa mellan trofinkedjor i näringskedjan (Andrady, A. L. 2011).

Forskning har visat att mikroplaster kan påverka organismer negativt, med exempel som försämrad reproduktion, minskad tillväxt, och blockeringar i deras matsmältning. Mikroplastpartiklar som APP fungerar även som bärare av potentiellt farliga ämnen och biocider, vilket kan förstärka den negativa effekten på marina ekosystem (Gaylarde m.fl. 2021; Gibbs & Bryan, 1986).

4.4 Regelverk & utveckling

De betydande miljöproblem som kommit med antifouling har lett till att flera internationella regelverk införts. Exempel på dessa är AFS-konventionen, med syftet att kraftigt begränsa användningen av organiska tennföreningar, särskilt TBT, på fartyg (Dafforn m.fl. 2012; Abbott m.fl. 2000; Champ m.fl. 2000). Ett annat internationellt regelverk är EUs förordning om biocidprodukter, Biocidal Products Regulation, som reglerar användningen av biocidala ämnen genom stränga krav och riskbedömningar.

I samband med införandet av dessa regelverk har antifouling-teknologi utvecklats mot miljövänligare lösningar. Dessa inkluderar polymerbaserade material som långsamt frigör verksamma ämnen mot biofouling, samt biocidfria material som gör ytor svåra för organismer att fästa sig på (Laftah & Rahman, 2025).

4.5 Kunskapsluckor & Begränsningar

Forskningen kring mikroplaster har ökat avsevärt, men präglas fortfarande av kunskapsluckor och metodologiska begränsningar (Dafforn m.fl. 2012; Frias & Nash, 2019). Definitionen av mikroplaster varierar i storlekintervall och huruvida APP räknas med, vilket påverkar mängden och typen av mikroplast som identifieras (Gaylarde m.fl. 2021; Kum m.fl. 2025). Olika metoder för provtagning, analys och mätning används, vilket försvårar jämförelser mellan studier. Användningen av olika metoder skapar även osäkerheter i uppskattningar av utsläppens storlek (Frias & Nash, 2019; Hartmann m.fl. 2019). Detta bidrar till kunskapsluckor och osäkerheter kring mikroplasters miljöpåverkan, vilket är ett betydande problemområde inom forskningen (Frias & Nash, 2019; Hartmann m.fl. 2019; Kum m.fl. 2025).

5 Metod

5.1 Design

Analysen genomförs med en kombination av kronologisk analys, tematisk analys, och metodkritisk jämförelse.

Kronologisk analys används för att belysa hur forskning kring antifouling och mikroplast har utvecklats över tid. Detta visas genom en tidsserie som visar den totala mängden av publicerade artiklar inom ämnena, relativt till varandra.

Tematisk analys används för att identifiera gemensamma teman inom litteraturen, och ge en överblick av vad studier och artiklar lagt fokus på. Dessa teman kan vara exempelvis miljöpåverkan, teknikutveckling eller historia. Temana sammanställs i tabeller, och demonstreras med hjälp av diagram. Den tematiska analysen används även för att identifiera vilka studier som tenderar att påpeka metodologiska begränsningar inom forskningsområdet.

Metodkritisk jämförelse sker genom att systematiskt gå igenom litteraturen och identifiera mätmetoder, analyser och resultat för uppskattning av storleken på mikroplastutsläpp. Detta sammanställs i en tabell som visar hur valet av metod och analys påverkar resultatet.

Kombinationen av dessa tre analysmetoder kan ge en överblick över forskningsområdets utveckling över tid. Det möjliggör även identifiering av metodologiska begränsningar, definitionsskillnader, och kunskapsluckor. Mikroplast från antifouling är ett relativt nytt forskningsområde, så variationer i datakvalitet kan förekomma. Eftersom den inkluderade litteraturen innehåller studier med varierande metodik, kan detta innebära att studierna inte är direkt jämförbara. Variationerna kan således introducera osäkerheter i den metodkritiska analysen. Detta kan potentiellt leda till att resultatet inte tolkas kvantitativt utan snarare utifrån mönster och återkommande teman.

5.2 Litteratursökning

Litteraturen samlas huvudsakligen in genom systematiska sökningar av vetenskapliga databaser. De databaser som främst används är Scopus, MDPI, PubMed, och ScienceDirect. Litteratur som matchar sökord och teman samlas och organiseras i programmet TagSpaces, där källorna kategoriseras med hjälp av taggar.

Sökord som används vid insamling av data är *antifouling*, *microplastic*, *paint*, *marine coating*, *biocide*, *history*, *copper*, och *blasting*. Sökorden inkluderar även olika

variationer av sökorden, som skillnader i stavning eller böjning, och kombineras i databaserna med booleska operatörer som *And/Or/Not*.

Val av sökord kan ha påverkan på vilka studier som inkluderas i analysen, och således exkludera relevant information baserat på vilka sökord studierna använder. Detta kan påverka vilka teman och mönster som framträder i resultaten.

5.3 Urval

Urvalet av litteratur begränsas till engelska och svenska källor, då majoriteten av källorna är publicerade på engelska. Källor bakom betalvägg som inte är tillgängliga genom Linnéuniversitetets databaser inkluderas inte.

Källorna begränsas inte av publiceringsår eller typ av publikation, då äldre källor kan vara relevanta för studiens bakgrund. Detta kan påverka jämförbarheten då forskningsområdet utvecklats över tid bland annat gällande teknik, definitioner, och regelverk. Källornas kvalitet säkras genom att främst inkludera artiklar som blivit akademiskt granskade och godkända innan publicering, samt att de är relevanta till studien.

Begränsningarna i urvalet av litteratur kan påverka studiens bredd. Eftersom endast källor på engelska och svenska används, så exkluderas forskning på andra språk, vilket kan begränsa helhetsbilden av forskningsområdet. Studien begränsar även källor låsta bakom betalvägg, och som inte är tillgängliga via Linnéuniversitetets databaser, vilket kan utesluta användbar information.

5.4 Användning av generativ AI

Webbaserad generativ AI som Grok och ChatGPT används som stöd i arbetsprocessen. Verktögen används som stöd för att strukturera och organisera arbetet, exempelvis för att skapa en logisk ordningsföljd. De används även som språkstöd, exempelvis för synonymmer och grammatik.

Verktögen används inte för att skapa innehåll, analysera, eller tolka resultat. Allt innehåll, inklusive analys, tolkning, och slutsatser, är författarens egna.

6 Litteraturöversikt

6.1 Modern antifoulingteknik

Moderna antifoulingfärger är komplexa och använder olika fysikaliska, biologiska och kemiska metoder för att förebygga biofouling. Många system använder sig av syntetiska polymerbaserade bindemedel i kombination med andra komponenter. Polymerer är stora molekyler uppbyggda av kedjor av monomerer, som ofta används i färger eftersom de kan binda samman tillsatser och ämnen (Laftah & Rahman, 2025).

Ofta kombineras dessa med biocider eller ämnen som långsamt frigörs från ytan och hämmar biofoulingens tillväxt. På grund av de historiskt negativa effekterna som biocider haft på marina miljöer, så har utvecklingen skiftat fokus till mer miljövänliga metoder (Dafforn m.fl. 2012). Dessa metoder består av miljövänliga material, metoder baserade på biologi, och moderna polymerer (Laftah & Rahman, 2025; Gu m.fl. 2020).

En vanlig metod är självpolerande polymerer. Dessa polymerer är designade för att långsamt brytas ned vid rörelse i vattnet, vilket ständigt och kontrollerat exponerar mer aktiva ämnen som hämmar biofouling (Laftah & Rahman, 2025). Detta gör att färgen håller längre, samt att man har mer koll på hur mycket ämnen som frigörs i vattnet (Gu m.fl. 2020).

Utöver kemiska metoder används även biologiska metoder, där fokus läggs på användningen av naturligt förekommande ämnen (Li m.fl. 2020). Flera biologiskt nedbrytbara och miljövänliga ämnen har visat sig kunna förebygga biofouling. Capsaicin, som finns i chili, har visat sig kunna minska påväxten av bakterier och organismers förmåga att fästa sig. Terpenoider, som förekommer i växter, svampar, och alger, kan störa organismers förmåga att producera biofilm för att fästa sig på ytor. Även vissa peptider och alkaloider har visat förmåga att rubba organismers cellmembran, vilket försvårar deras förmåga att bilda biofilm (Laftah & Rahman, 2025; Gu m.fl. 2020).

Det har även utvecklats flera olika metoder med fokus på färgens fysikaliska egenskaper. Syntetiska polymerer baserade på fluor och silikon skapar färger med låg ytenergi, vilket gör dem mycket släta på molekylnivå. Detta gör det svårt för organismer att greppa tag och fästa sig på ytor (Carson m.fl. 2009; Li m.fl. 2020). Denna metod kan kompletteras med nanofyllmedel, som är extremt små partiklar som förbättrar de hydrofobiska egenskaperna. De har även ofta antibakteriella egenskaper som hämmar biofouling (Li m.fl. 2020). Syntetiska polymerer som silikon är dock inte lämpliga för alla fartyg, eftersom de inte aktivt stoppar biofouling, utan förlitar sig på fartygsrörelse för att få organismerna att lossna. Fartyg som uppnår hastigheter mellan 15-20 knop får därför begränsad effekt av såna metoder, och kan istället behöva underhålla fartyget oftare för att avlägsna biofoulingen (Srinivasan & Swain, 2007; Carson m.fl. 2009).

En annan metod består av nanostrukturerade ytor som är speciellt designade för att skapa ojämnheter på nanometerskala, vilket gör det svårt för organismer att fästa.

Nanostrukturer stör även organismers förmåga att bilda biofilm på ytan, vilket hindrar vidare påväxt av organismer. Metoder som går ut på att ändra ytans fysikaliska egenskaper finns även i form av biomimetiska beläggningar. Likt nanostrukturerade ytor är biomimetiska beläggningar också designade för att minska organismers fäste och förmåga att bilda biofilm. Skillnaden med denna metod är att man istället försöker efterlikna naturligt förekommande mikroskopiska strukturer (Gu m.fl. 2020; Yuehao & Deyuan, 2013). Principen är att imitera strukturer som förekommer på djur eller växter, som exempelvis mikroskopiska fjäll på hajar, eller räfflor på snäckskal. Dessa strukturer har en naturlig förmåga att minska friktion och hindra bildningen av biofilm. (Yuehao & Deyuan, 2013; Yebra m.fl. 2004).

Modern antifouling verkar vila på två principer för att minska biofouling. Princip ett är användningen av ytstrukturer och ytkemiska egenskaper, som mikrostrukturer, biomimetiska mönster, och hydrofobi (Li m.fl. 2020). Princip två är kontrollerad frisättning av aktiva ämnen, som biocider och självpolerande polymerer. Kombinationen av dessa principer ger upphov till nya innovationer som både gör det svårare för organismer att få fäste, samt hämmar deras biologiska förmåga att skapa fästande biofilm (Yebra m.fl. 2004). Denna utveckling indikerar en trend mot en framtid där fokus ligger på innovation som använder ett miljöanpassat ramverk (Laftah & Rahman, 2025; Gu m.fl. 2020).

Trots utvecklingen av mer miljöanpassade och effektiva antifoulingtekniker kvarstår en problematik kopplad till potentiella utsläpp av mikroplaster från antifoulingfärger.

6.2 Mikroplaster & antifouling particles

Mikroplast är små plastpartiklar som vanligtvis beskrivs som mindre än 5 mm, även om denna definition varierar mellan studier. Vissa studier delar även in mikroplaster i grupper, som primära och sekundära. Primärgruppen inkluderar mikroplaster som avsiktligt produceras i liten storlek, exempelvis pellets, slipmedel och kosmetika (Gregory, M. R. 1996). Sekundärgruppen inkluderar oavsiktligt producerade mikroplaster, som ofta frigörs genom nedbrytning av större plaster i miljön (Graham & Thompson, 2009; Claessens m.fl. 2011; Arthur & Baker, 2011). Studier har undersökt hur snabbt plastpartiklar bryts ned i marina miljöer, och nuvarande kunskap baseras på denna forskning. Forskningen bygger främst på laboratoriestudier där man ofta fokuserar på en nedbrytningsmekanism i taget. I naturen sker det på flera sätt samtidigt, som genom fotonedbrytning, termisk nedbrytning, och biologisk nedbrytning. Wagner & Lambert (2018) menar därför att kunskapen om hur nedbrytningsmekanismer fungerar i naturliga förhållanden är begränsad.

Inom forskning om antifouling och mikroplast förekommer ibland begreppet antifouling particles (APP). APP är partiklar som frigörs genom fragmentering och nedbrytning av antifoulingfärger. De består ofta av polymerbaserade färger som lossnat från fartyg eller ytor i vatten. Eftersom antifoulingfärger idag ofta innehåller syntetiska polymerer så räknas APP ibland som mikroplaster (Gaylarde m.fl. 2021).

Utsläppen av APP är ofta relaterade till miljöer kopplade till fartyg och dess underhåll. Vanliga källor inkluderar blästring, slipning, rengöring, och naturligt slitage under drift (Kim m.fl. 2024). Även fritidsbåtar är bovar till dessa utsläpp, då underhåll av dessa ofta sker nära vatten och utan utrustning för att samla upp partiklarna (Gaylarde m.fl. 2021).

Forskningen som fokuserar på förekomsten av APP och mikroplaster i miljön använder flera olika metoder för provtagning, mätning, och analys. Ofta samlas sediment eller vattenprover, men även vävnadsprover från organismer förekommer. Därefter identifieras partiklarna genom metoder som mikroskopi, spektroskopi, och densitetsseparation. Skillnaderna i valet av metod och analys mellan studier medför ofta att även resultaten kvantifieras olika. Därför är det viktigt att identifiera hur dessa metodologiska skillnader påverkar resultaten och möjligheten att göra jämförelser mellan studier (Gaylarde m.fl. 2021; Kum m.fl. 2025; Van Cauwenberghe m.fl. 2015).

6.3 Spridning och ackumulering i miljön

Mikroplaster kan sprida sig genom olika miljöer på flera olika sätt. Utöver slitage och underhåll av fartyg kommer en stor del av mikroplasterna ursprungligen från land. Zeng (2023) och Wagner & Lambert (2018) beskriver att en stor del av mikroplasterna kommer från exempelvis slitage av bildäck, samt plastföroreningar från processer inom jordbruk. Partiklarna kan sedan transporteras genom naturliga processer från land till vattendrag och vidare ut i marina miljöer (Fent, K, 1996; Galgani m.fl. 2015). Studier har visat att en betydande källa till mikroplast kommer från syntetiska textilier. I en studie av Browne m.fl. (2011) identifierades syntetiska textilier som en källa till mikroplaster. Studien visade att upp till 1900 fibrer kan frigöras vid tvätt av ett enda syntetiskt plagg, som sedan kan transporteras via avloppssystem ut i havet.

När mikroplaster väl når havet kan de spridas genom vind, vågor, och strömmar i vattnet (Andrady, A. L. 2011). Partiklar kan flyta på ytan längre perioder och spridas, men kan även sjunka till botten och fastna i bottensedimentet (Ryan, P. G. 2015). Havsbotten kan fungera som en samlingsplats för mikroplaster och därför visa höga halter vid sedimentprov (Galgani m.fl. 2015; Mathalon & Hill, 2014).

Mikroplaster har, likt biocider, påträffats i många marina organismer (Derraik, J. G. B. 2002; Kim m.fl. 2024; Rasta m.fl. 2026). Organismer som filtrerar sin föda, som musslor och snäckor, kan få i sig dessa direkt, medan andra organismer kan få i sig mikroplaster genom att äta mindre organismer som redan blivit exponerade för dem (Ehlers m.fl. 2022;

Gibbs & Bryan, 1986). Organismer som fått i sig mikroplaster riskerar att negativt påverkas. Potentiella effekter av mikroplaster i organismer är försämrad reproduktion, blockering av matsmältningssystemet, och minskad tillväxt (Derraik, J. G. B. 2002).

Mikroplaster och i synnerhet APP, kan även fungera som bärare för biocider och metaller, vilket kan leda till ytterligare skador för de organismer som får i sig dem (Wagner & Lambert, 2018; Ehlers m.fl. 2022; Mathalon & Hill, 2014). Biocider, metaller, och mikroplaster hittas även i arter högre upp i näringskedjan, vilket påvisar deras förmåga att snabbt ackumuleras och överförs mellan trofinivåer (Andrady, A. L. 2011). Detta innebär även en potentiell risk att exponera människor för mikroplaster (Wagner & Lambert, 2018; Rasta m.fl. 2026; Wang m.fl. 2026).

6.4 Metoder och resultat från tidigare studier

Tidigare forskning har använt olika metoder för kvantifiering av mikroplast i marina miljöer. Metoderna som använts har varierat för provtagning och analys. (Löder & Gerds, 2015).

En del studier fokuserar främst på vattenprover. En studie av Arthur & Baker (2011) samlade in mikroplaster ur vattnet i Pugetsundet i Washington, USA. Insamlingen av mikroplasterna gjordes med ett nät med en hålstorlek på 0.33 mm. Proverna identifierades och analyserades sedan med hjälp av kemisk oxidation, densitetsseparation, och vägning. Resultaten visade att den procentuella andelen av mikroplaster i det insamlade materialet varierade mellan 0.008 och 27% i proverna.

En annan studie av Ehlers m.fl. (2022) samlade in både vattenprover och vävnadsprover från sniglar. För vattenproverna användes kemisk upplösning av organiskt material, och sedan silades partiklarna genom ett filter med 0.2µm. Partiklarna analyserades med hjälp av mikroskopi samt spektroskopi. Resultatet visade att proverna innehöll mellan 0 och 5 partiklar per liter vatten över de olika proverna.

Skillnaderna i metodiken mellan studierna påverkar hur resultatet presenteras, då Arthur & Baker fokuserar på plastens massandel i materialet, och Ehlers fokuserar på mängden partiklar. Trots att de använde samma metod för uppsamling, hade deras nät olika hålstorlek. Arthur & Baker använde nät med hålstorlek på 0.33, vilket utelämnar partiklar med storlek under 0.33 mm, medan Ehlers använde filter med hålstorlek på 0.2µm, vilket fångar mycket mer partiklar.

Detta visar även hur skillnader i definitionen av storleken på mikroplaster kan påverka metodiken. Båda studierna använde nät, men en av dem använde nedre gränsen 0.33 mm, vilket kan leda till en underskattning av resultatet.

En annan vanlig metod är sedimentprover. Claessens m.fl. (2011) samlade in sediment från sublittorala områden, hamnar, och stränder längs med belgiska kusten. Proverna densitetsseparerades, siktades genom ett nät med hålstorleken 0.38 μm , och analyserades sedan med spektroskopi. Resultatet visade de mest förekommande typerna av mikroplast, vilket var fibrer med 60% och granuler med 25%. Resultatet visade även koncentrationen av mikroplastpartiklar per kg torrt sediment. Här hade hamnområden mest partiklar, med cirka 390 partiklar/kg. Strandsediment hade cirka 156 partiklar/kg, och sublittorala områden hade mellan 71 till 116 partiklar/kg.

(Graham & Thompson, 2009) samlade in sedimentprover längs Floridas kust. Sedimentproverna filtrerades genom ett nät med hålstorleken 0.25 mm, och identifierades med mikroskop. Resultatet visade mängden partiklar per liter sediment. Området med störst mängd plastpartiklar var Fort Pierce, med 215 partiklar/L, följt av av Panacea och Walpole, med strax över 100 partiklar/L.

Den större nätstorleken i Grahams studie riskerar att utlämna stora mängder plastpartiklar, och skillnaderna i studiernas analysmetoder ger dem olika noggrannhet. Enheten som används för att rapportera resultatet skiljer sig också, då Claessens använder partiklar/kilogram, men Graham använder partiklar/liter. Detta försvårar jämförelser mellan studierna ytterligare.

Mikroplast kan även analyseras i vävnadsprover för att undersöka upptaget av partiklar i organismer. Ehlers m.fl. (2022) undersökte detta i samband med vattenproverna. Sniglars vävnad löstes upp kemiskt, och kvarvarande material filtrerades av ett nät med hålstorleken 0.2 μm . Dessa identifierades och analyserades sedan med mikroskopi och spektroskopi. Resultaten visade att sniglarna innehöll upp till 3 partiklar per gram mjukvävnad. Genom att undersöka organismers upptag av mikroplaster möjliggör man forskning om hur dessa tas upp och sprids genom näringskedjor.

Dessa studier visar exempel på metoderna som tidigare forskning använt för att försöka kvantifiera mikroplaster i marina miljöer. Studierna använder olika metoder för provtagning som vattenprov, vävnadsprov, och sedimentprov, med varierande analysmetoder. Oavsett om studierna använder samma metoder i grunden, så uppstår ofta skillnader i provtagning, filtrering, analys, och rapportering av resultat. Detta innebär att det blir väldigt svårt att jämföra studierna utan ett standardiserat tillvägagångssätt. Liknande visar Löder & Gerds (2015) hur uppsamling, nätstorlek, analysmetod, och enhet i resultaten skiljer sig, och påpekar de stora problemen som uppstår på grund av detta.

6.5 Kunskapsluckor och metodologiska begränsningar

Samtidigt som utvecklingen av miljöanpassade antifoulingfärger fortsätter, så kvarstår betydande kunskapsluckor när det kommer till ämnen och partiklars påverkan på miljön. Detta gäller särskilt utsläpp av mikroplaster, där bristen på standardiserade definitioner, mätmetoder, och beräkningsmodeller försvårar möjligheten att få en helhetsbild över utsläppen (Hartmann m.fl. 2019; Kum m.fl. 2025). Trots att forskningen om mikroplast ökat under de senaste åren finns det fortfarande mycket information som saknas. Trots att mikroplaster ofta definieras som plastpartiklar med en storlek mindre än 5 mm, förekommer variationer i både övre och nedre storleksgräns (Hartmann m.fl. 2019; Frias & Nash, 2019). Vissa studier använder även grupperingar för att dela in mikroplaster i olika storleksklasser (Van Cauwenberghe m.fl. 2015; Arthur & Baker, 2011; GESAMP 2015). Sådana variationer försvårar jämförelser mellan studier och möjligheten att kunna få en helhetsbild över utsläppen. Detta kan vara särskilt svårt i storlekar under 1 mm, som uppskattas kunna utgöra nästan 90% av all mikroplast i marina miljöer (Browne m.fl. 2011).

Bristen på gemensamt accepterade mätmetoder är ett stort hinder för att förstå forskningsområdet, eftersom metoder för provtagning och analys varierar mellan studier. Dessa skillnader ger drastiskt olika resultat, då de till följd av metodiken insamlar olika mängder partiklar. Skillnader i filtrering och analys av proverna kan leda till att mängden plastpartiklar under- och överskattas, både genom att man filtrerar bort för mycket, och att man felidentifierar partiklarna (Galgani m.fl. 2015; Hartmann m.fl. 2019; Kum m.fl. 2025). Studier som görs i olika miljöer världen över ställer dessutom olika krav på teknik och utrustning, vilket försvårar möjligheten att implementera standardiserade metoder. Utöver skillnader i metodik förekommer även olika sorters partiklar som gör analys och provtagning av mikroplaster svårare.

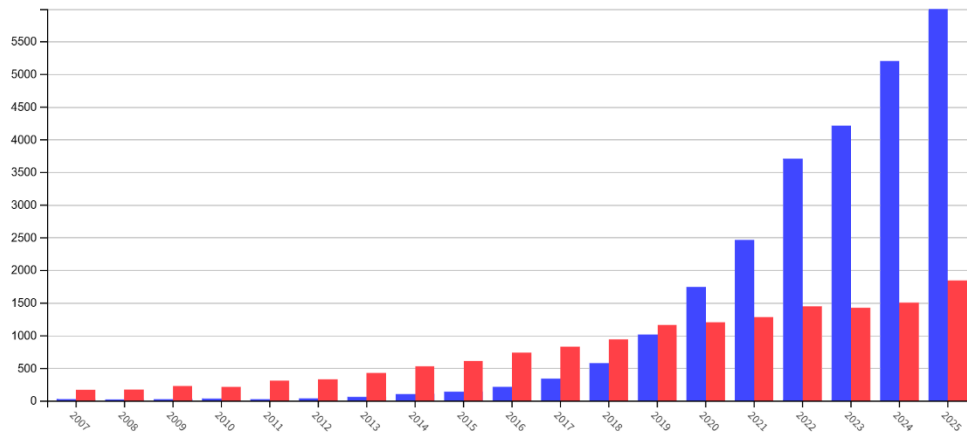
Mikrofibrer, den vanligaste typen av mikroplast i samtliga miljöer, är särskilt svårt att identifiera. Detta beror till stor del på krävande spektroskopiska analyser samt att kontamination från andra källor, även i laboratoriemiljö, lätt kan påverka resultaten (Arthur & Baker, 2011; Woodall m.fl. 2015; Wesch m.fl. 2017). Studier har visat att bakgrundskontaminering av mikrofibrer kan reduceras till rimliga nivåer genom användning av korrekt placerade luftrengöringssystem med filter. Detta visar på behovet att upprätthålla en klinisk luftmiljö vid forskning på mikrofibrer (Wesch m.fl. 2017).

Ytterligare begränsningar inom forskningen är bristen på internationellt samarbete och standardiserade modeller. Studier pekar på behovet av internationella riktlinjer och metoder som är standardiserade men anpassningsbara till lokala förhållanden, så att alla mikroplastpartiklar kan inkluderas (Frias & Nash, 2019). National Oceanic and

Atmospheric Administration (NOAA) uppmärksammar avsaknaden av de resurser och samarbetet som krävs för att införa sådana standarder (Arthur & Baker, 2011).

7 Resultat

7.1 Kronologisk analys



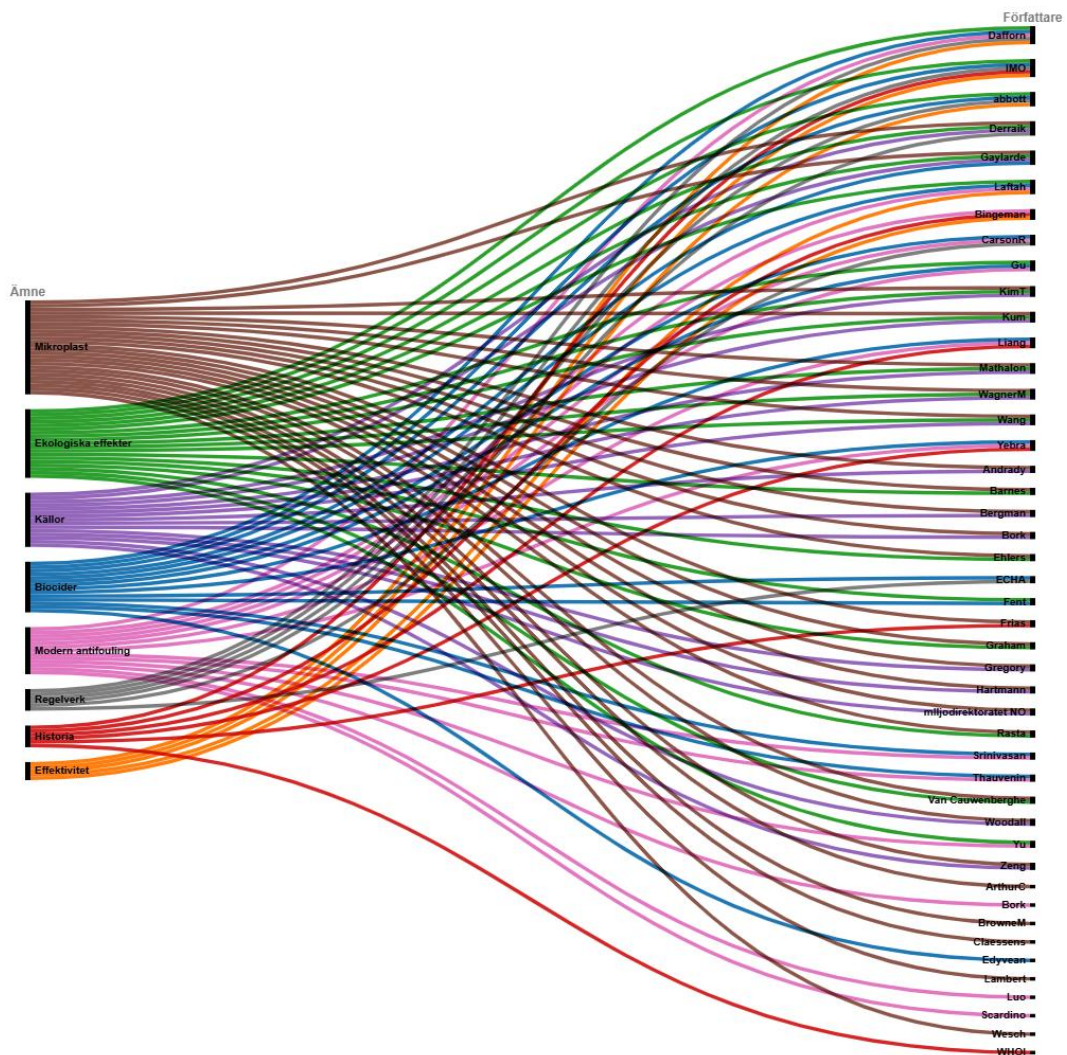
Figur 1

Den kronologiska analysen visar utvecklingen av antalet publicerade artiklar om mikroplast och antifouling över tid. Detta för att undersöka publiceringsmönster inom ämnena.

Figur 1 visar antalet artiklar om mikroplast och antifouling som publicerats på Web of Science från år 2007 och framåt. Den blå stapeln representerar artiklar med sökordet "Microplastic*", och den röda stapeln representerar artiklar med sökordet "Antifouling*".

Antalet publikationer om mikroplaster passerade antalet publikationer om antifouling år 2020. År 2021 var antalet publicerade artiklar om mikroplast ungefär dubbelt så högt som antalet publikationer om antifouling. År 2024 fanns det mer än tre gånger så många publikationer om mikroplast än publikationer om antifouling. År 2025 uppgick antalet publikationer om antifouling till cirka 1800, medan publikationer om mikroplast uppgick till strax över 6000.

7.2 Tematisk analys

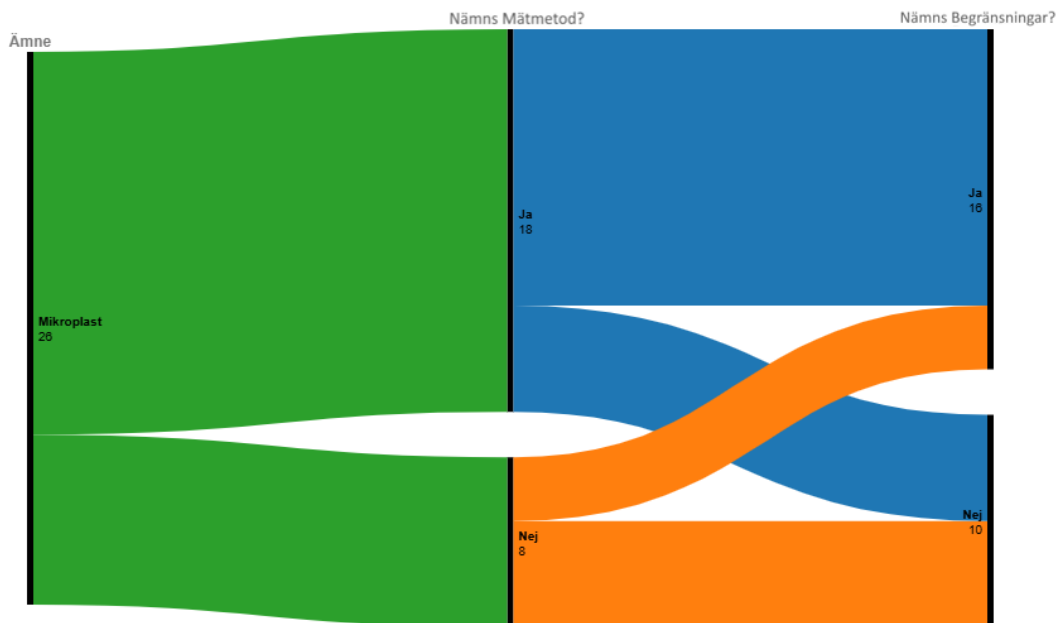


Figur 2

Den tematiska analysen redovisar hur 45 analyserade källor tilldelats teman, samt förekomsten av metodproblematik i innehållet. Detta för att undersöka tematiska mönster och eventuella kunskapsluckor inom mikroplast och antifouling.

Figur 2 visar att de vanligast förekommande temana är ”mikroplast” och ”ekologiska effekter”, medan ”källor till mikroplast”, ”biocider”, och ”modern antifouling”, förekommer i färre källor.

De minst förekommande temana är ”regelverk”, ”historia”, och ”effektivitet”.



Figur 3

Figur 3 visar hur 26 källor med mikroplast som huvudämne skiljer sig baserat på om de beskriver mätmetoder, och vidare om de anmärker på metodologiska begränsningar.

Av 26 källor beskriver 18 (69 %) av dem en eller flera mätmetoder för mikroplaster, medan 8 källor (31 %) inte gjorde detta. 61 % av studierna anmärker på någon metodologisk brist eller begränsning, medan 29 % inte gör det.

7.3 Metodkritisk analys

| Storlek | Kategorisering | Definition | källa |
|---|-------------------------|-----------------------------------|----------------------|
| <5 mm | - | Plastic polymers | Arthur & Baker |
| <1 mm | - | Solid anthropogenic polymers | Bork, M |
| <5 mm | P/S | polymers | Ehlers, S |
| <5 mm | P/S | polymers | Wagner & Lambert |
| <5 mm | - | polymers | Andrady, A |
| <1 mm | - | Synthetic polymers | Browne, M |
| Meso:25-50 mm MP:<5 mm Macro:>50 mm | Meso, Macro, P/S | Heterogen blandning av partiklar. | Ryan |
| <5 mm | P/S | Synthetic polymers | Miljødirektoratet NO |
| <10 mm | - | Plastic | Graham, E |
| 2-6 mm | - | Synthetic organic polymers | Derraik, J |
| <1 mm | - | Plastic | Claessens, M |
| Meso: <2 mm Micro: <0.5 mm | Mesolitter, Microlitter | Plastic | Gregory, M |
| <5 mm | - | Synthetic polymers | Gaylarde, C |
| <5 mm | P/S | Synthetic polymers | Kim, T |
| <5 mm | Micro, Macro | Synthetic organic polymers | Mathalon & Hill |
| <5 mm | P/S | Plastic | Van Cauwenberghe |

Tabell 1

Den metodkritiska analysen visar variationer i storleksdefinition, kategorisering, och definition av mikroplast mellan analyserade studier. Detta för att undersöka vilka metoder och resultat som tidigare studier använt och presenterat.

Tabell 1 visar hur definitionen av mikroplast varierar mellan källorna, samt variationer i övre- och undre storleksgräns, och underkategorier. Majoriteten av källorna som definierar mikroplast använder någon kombination av “synthetic” och “polymer” eller endast “plastic”.

Den övre storleksgränsen anges i majoriteten av källorna som 5 mm, och används i 63 % av fallen. Gränserna varierar mellan studier, där exempelvis 1 mm, 10 mm, och intervallet 2-6 mm förekommer.

Utöver den grundläggande definitionen förekommer också indelning i undergrupper. Primära och sekundära mikroplaster används i 31% av källorna. Samtliga källor med denna undergrupp anger även en övre storleksgräns på 5 mm. Andra förekommande undergrupper är meso- och makroplast, eller meso- och makrolitter.

| Plats | Provtyp | Provtagning | Analys | Resultat | Enhet | Källa |
|--|---------------|--|--|--------------------------------------|----------------------------|----------------|
| Pugetsundet | Vatten | Nät 0.33 mm | Kemisk oxidering, densitetsseparation, vägning | 0.008-27% plast i insamlat material. | % av total massa | Arthur & Baker |
| Amundsenhavet | Sediment | Bottentrålning med nät (1x1cm & 0.33 mm) | Manuell sortering, mikroskopi | Ingen plast | - | Barnes |
| Belgiska kusten | Sediment | Van Veen Grab | Densitetsseparation, siktning (38 µm) | Högst uppmätt 390 +- 32 p/kg | Partiklar/kg sediment | Claessens |
| Helgoland, Cap Ferrat, Giglio, Madeira | Vatten | Manuell insamling i glasflaskor | Kemisk upplösning, filtrering (0.2 µm), Mikroskopi, Spektroskopi | 0-5 p/L | Partiklar/liter vatten | Ehlers |
| Helgoland, Cap Ferrat, Giglio, Madeira | Vävnad | 10 sniglar per område | Kemisk upplösning, filtrering (0.2 µm), mikroskopi, spektroskopi | 0-3p/g | Partiklar/gram mjukvävnad | Ehlers |
| Florida, Maine | Sediment | Manuell insamling med hink | Densitetsseparation, filtrering (0.25 mm), mikroskopi | 105-215 p/L | Partiklar/liter Sediment | Graham |
| Gamcheon | Utloppsvatten | Insamling med hinkar under blästring | Bortfiltrering av allt >2 mm, spektroskopi | 20 µm-5 mm: 9551 p/ml | partiklar/ml utloppsvatten | Kim |

Tabell 2

Tabell 2 visar en jämförelse av sju olika publicerade studier som undersöker förekomsten av mikroplast i olika miljöer. Studierna använder olika metoder för provtagning, analys, och rapportering av resultat.

För provtagning använder studierna olika metoder beroende på vilken provtyp som analyseras. Vattenprover tas med glasflaskor eller nät. Sedimentprover tas med hinkar, bottentrålning, eller Van Veen Grab. Vävnadsprover samt prov av utloppsvatten förekommer en gång vardera, och togs manuellt med hink samt insamling av sniglar.

Tre av sju studier använder kemisk behandling, antingen upplösning eller oxidering för att avlägsna oönskat material. Samtliga studier innefattar steg med sortering, filtrering, eller siktning, och majoriteten av studierna använder mikroskopi eller spektroskopi.

Studierna använder filtrering eller siktning som varierar från 0.2 µm upp till 0.33 mm, samt genom bortfiltrering av material över 2 mm (Kim m.fl. 2024). Enheterna som används för att rapportera resultat varierar även mellan studierna.

Koncentrationen av upptäckt plast varierar mellan studier. Barnes uppmätte inga plaster i sin studie, medan Kim uppmätte 9551 partiklar/ml.

Provtagningsmiljöerna varierar från Amundsenhavet vid Antarktis, till utsläppsvatten från en torrdocka i Gamcheon, Sydkorea.

8 Diskussion

Resultaten från den kronologiska analysen visar att mängden publicerad forskning om mikroplast passerade antalet artiklar om antifouling 2020 och därefter fortsatt öka. Detta kan ses i relation till att forskning om mikroplaster och dess miljöpåverkan har fått ökad uppmärksamhet under senare år. Figur 1 visade även att forskningsintresset för mikroplaster ökat mycket över tid, i förhållande till antifouling som har sett en långsammare, stabil ökning. Ökningen av antalet publikationer om mikroplast behöver inte nödvändigtvis betyda att alla kunskapsområden inom ämnet utvecklats i samma utsträckning. Ökat intresse kan även motiveras av förändringar i samhällets prioriteringar och ökat ekonomiskt stöd.

Den tematiska analysen visar att en stor del av forskningen inom mikroplast fokuserar på förekomsten och effekterna av mikroplast i miljön. Detta kan tyda på att forskningsområdet i större utsträckning fokuserar på miljöpåverkan och konsekvenser. Detta behöver samtidigt inte betyda att regelverk och metodproblematik är mindre viktiga, då det är möjligt att dessa ämnen diskuteras i studier som inte inkluderades i urvalet.

Analysen visar även hur en mindre del av studierna fokuserar på regelverk, historia, och effektivitet. Detta kan möjligen indikera ett ökat fokus på utveckling av verktyg och standarder som möjliggör mer systematiska jämförelser av resultat mellan studier. Samtidigt är det svårt att avgöra om temana återspeglar forskningsområdena i helhet, eller om det visar hur teman fördelats till det aktuella urvalet av litteratur.

En annan observation är att väldigt få källor undersöker sambander mellan antifouling och mikroplaster. APP nämns i flera studier som en potentiell källa till mikroplastutsläpp, men sambandet utreds oftast inte närmare, vilket även påpekas av Gaylarde m.fl. (2021). Avsaknaden av studier som undersöker detta samband kan tolkas som att forskningsområdet är relativt utforskat. En möjlig anledning kan vara att APP inte allmänt betraktas som mikroplaster inom forskningen, och att det därför förekommer skillnader i hur de klassificeras.

Variationen av hur olika studier klassar APP kan få konsekvenser för hur resultat tolkas och jämförs. Studier som inkluderar APP i definitionen av mikroplast kan få resultat som skiljer sig från studier som inte inkluderar APP, även om provtagning utförs under lika förhållanden. Samtidigt kan det argumenteras för att skillnaderna inte endast beror på definitionsskillnader, utan även att APP skiljer sig från vanliga mikroplastpartiklar gällande ursprung och sammansättning. Detta kan vara en bidragande faktor till att forskningsområdet inte etablerat en gemensam definition av APP.

Underhåll som blåstring har i flera studier visats frigöra stora mängder färgpartiklar, särskilt i dockor och hamnområden. Naturligt slitage av färgen kan också bidra till utsläpp av partiklar över tid. Forskningen fokuserar till stor del på redan etablerade källor till mikroplastutsläpp, som nedbrytning av större plastföremål och industriella processer. Detta kan indikera att vissa källor till utsläpp är mindre utforskade. Samtidigt kan detta bero på att de redan etablerade källorna bedömts ha mer omfattande utsläpp eller är enklare att undersöka.

Den metodkritiska analysen visar att tidigare studier använder mycket varierande metoder för insamling, identifiering, och analys av mikroplastpartiklar. Det framgår också att skillnader i definitionen av mikroplast är vanligt förekommande. Den vanligaste övre storleksgränsen för mikroplast är 5 mm, men resultatet visar att 37 % av de analyserade källorna inte använder denna definition. Dessa skillnader kan innebära att studier samlar in olika storlekar och således olika mängder partiklar, vilket kan påverka jämförbarheten mellan studierna.

Studier som använder filter eller nät med större hålstorlek kan exempelvis missa mindre partiklar, vilket kan påverka uppskattningar av partikelkoncentrationer. Detta betyder inte nödvändigtvis att resultaten är fel, eftersom material och metod ofta anpassas efter studiens syfte och lokala förhållanden.

Analysen visar även metodologiska skillnader i rapportering av resultat. Vissa studier använder exempelvis partiklar/kg eller partiklar/liter, medan andra rapporterar plastmassan som en procentsats av det totala insamlade materialet. Detta kan begränsa möjligheten att jämföra studier, eftersom olika presentationer av data beskriver olika delar av förekomsten av mikroplast. Samtidigt kan skillnader i hur resultaten presenteras bero på att metodvalet varit mer passande för studiens syfte och typ av undersökt mikroplast.

Studierna varierade även i valet av provtagningsmiljö. Exempelvis mätte Kim et al. (2024) utloppsvatten från en torrdocka under blåstring av ett fartyg, vilket resulterade i en hög koncentration av uppmätta partiklar. Andra studier genomfördes i områden med mindre aktivitet, vilket resulterade i mindre uppmätta mängder plaster, och i vissa fall inga plaster alls. Detta skulle kunna tyda på en högre förekomst av mikroplast i områden med mänsklig och marin aktivitet, men skillnaderna skulle även kunna påverkas av metodval och lokala förhållanden.

Flera studier har föreslagit lösningar för att minska metodologiska skillnader, som exempelvis Van Cauwenberghe (2015), Löder & Gerds (2015), och Hartmann m.fl. (2019). Lösningförslagen innefattar ofta att införa en standardiserad modell för provtagning och analys. Samtidigt är det inte säkert att en helt standardiserad metod kan anpassas efter lokala förhållanden, då skillnader i miljö, partikelstorlekar, och regler kan förekomma. Detta kan således indikera att standardiserade metoder i praktiken fortfarande kan behöva viss anpassning.

Sammantaget kan resultaten indikera att bristen på standardiserade metoder och definitioner påverkar möjligheten att jämföra uppskattningar av mikroplastutsläpp mellan studier. Samtidigt behöver detta inte betyda att forskningens resultat är irrelevanta, utan istället att resultaten behöver värderas utifrån studiens förutsättningar och syfte.

Trots metodologiska begränsningar och kunskapsluckor visar den kronologiska analysen att forskningsområdet fortsatt växer. Den ökande mängden forskning innebär inte nödvändigtvis att osäkerheter inom området minskar, eftersom skillnader i definitioner och metoder fortfarande kan påverka jämförbarheten mellan studier. Samtidigt har den ökande mängden forskning möjligheten att skapa bättre förutsättningar för internationellt samarbete och utvecklingen av standardiserade metoder.

9 Källförteckning

- Abbott, A., Abel, P. D., Arnold, D. W., & Milne, A. (2000). Cost–benefit analysis of the use of TBT: The case for a treatment approach. *Science of The Total Environment, TBT Costs and Benefits- A*, 258(1), 5–19. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00505-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00505-2)
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Barnes, D. K. A., Walters, A., & Gonçalves, L. (2010). Macroplastics at sea around Antarctica. *Marine Environmental Research*, 70(2), 250–252. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.05.006>
- Bingeman, J. M., Bethell, J. P., Goodwin, P., & Mack, A. T. (2000). Copper and other sheathing in the Royal Navy. *The International Journal of Nautical Archaeology*, 29(2), 218–229. <https://doi.org/10.1006/ijna.2000.0315>
- Bork, M., Kiil, S., Gostin, P. F., & Dam-Johansen, K. (2025) Characterization of microplastics from antifouling coatings released under controlled conditions with an automated SEM-EDX particle analysis method. *Environmental Pollution*, 386. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.127251>
- Browne, M. A. (2015). Sources and Pathways of Microplastics to Habitats. I M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Red.), *Marine Anthropogenic Litter* (s. 229–244). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_9
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Carson, R. T., Damon, M., Johnson, L. T., & Gonzalez, J. A. (2009). Conceptual issues in designing a policy to phase out metal-based antifouling paints on recreational boats in San Diego Bay. *Journal of Environmental Management*, 90(8), 2460–2468. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.016>
- Champ, M. A. (2000). A review of organotin regulatory strategies, pending actions, related costs and benefits. *Science of The Total Environment, TBT Costs and Benefits- A*, 258(1), 21–71. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00506-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00506-4)
- Claessens, M., Meester, S. D., Landuyt, L. V., Clerck, K. D., & Janssen, C. R. (2011). Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast.

Marine Pollution Bulletin, 62(10), 2199–2204.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.030>

Dafforn, K. A., Lewis, J. A., & Johnston, E. L. (2011). Antifouling strategies: History and regulation, ecological impacts and mitigation. *Marine Pollution Bulletin*, 62(3), 453–465.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.01.012>

Derraik, J. G. B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842–852. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)

[https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)

Edyvean, R.G.J., Maines, A.D., Hutchinson, C.J., Silk, N.J., & Evans, L.V. (1992) Interactions between cathodic protection and bacterial settlement on steel in seawater—ScienceDirect. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 29(3-4), 251-271.

[https://doi.org/10.1016/0964-8305\(92\)90047-R](https://doi.org/10.1016/0964-8305(92)90047-R)

European Chemicals Agency (ECHA). (2012). *Regulation (EU) No 528/2012 of the European parliament and of the council of 22 may 2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products*. Hämtad från: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:02012R0528-20220415#anx_I

Ehlers, S. M., Ellrich, J. A., & Koop, J. H. E. (2022). Microplastic load and polymer type composition in European rocky intertidal snails: Consistency across locations, wave exposure and years. *Environmental Pollution*, 292, 118280.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118280>

Fent, K. (1996). Organotin compounds in municipal wastewater and sewage sludge: Contamination, fate in treatment process and ecotoxicological consequences. *Science of The Total Environment, Organic Contaminants in Sewage Sludges*, 185(1), 151–159.

[https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)05048-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)05048-5)

Frias, J. P. G. L., & Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 145–147.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>

Galgani, F., Hanke, G., & Maes, T. (2015). Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter. I M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Red.), *Marine Anthropogenic Litter* (s. 29–56). Springer International Publishing.

https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_2

Gaylarde, C. C., Neto, J. A. B., & da Fonseca, E. M. (2021). Paint fragments as polluting microplastics: A brief review. *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111847.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111847>

Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP). (2015). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment (Part 1)*. Hämtad från: <https://www.gesamp.org/publications/reports-and-studies-no-90>

Gibbs, P. E., & Bryan, G. W. (1986). Reproductive Failure in Populations of the Dog-Whelk, *Nucella Lapillus*, Caused by Imposex Induced by Tributyltin from Antifouling Paints. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 66(4), 767–777. <https://doi.org/10.1017/S0025315400048414>

Graham, E. R., & Thompson, J. T. (2009). Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 368(1), 22–29. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.09.007>

Gregory, M. R. (1996). Plastic ‘scrubbers’ in hand cleansers: A further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin*, 32(12), 867–871. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(96\)00047-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(96)00047-1)

Gu, Y., Yu, L., Mou, J., Wu, D., Xu, M., Zhou, P., & Ren, Y. (2020). Research Strategies to Develop Environmentally Friendly Marine Antifouling Coatings. *Marine Drugs*, 18(7), 371. <https://doi.org/10.3390/md18070371>

Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Daugaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1039–1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>

International Maritime Organization (IMO). (2001). *Adoption of the Final Act of the Conference and Any Instruments, Recommendations and Resolutions Resulting from the Work of the Conference—International Convention on the Control of Harmful Anti-Fouling Systems on Ships*. Hämtad från: <https://www.gc.noaa.gov/documents/afs-convention.pdf>

Kim, T., Eo, S., Shim, W. J., & Kim, M. (2024). Qualitative and quantitative assessment of microplastics derived from antifouling paint in effluent from ship hull hydroblasting and their emission into the marine environment. *Journal of Hazardous Materials*, 477, 135258. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135258>

Kum, G., Berglund, O., & Hollander, J. (2025). Lost in definition: Unravelling microplastics from marine coatings through bibliometrics science mapping in thematic analysis and systematic narrative literature review. *Environmental Sciences Europe*, 37(1), 38. <https://doi.org/10.1186/s12302-025-01070-4>

Laftah, W. A., & Rahman, W. A. W. A. (2025). Polymers for anti-fouling applications: A review. *Environmental Science: Advances*, 4(6), 824–841.

<https://doi.org/10.1039/D5VA00034C>

Li, Y., Wang, G., Guo, Z., Wang, P., & Wang, A. (2020). Preparation of Microcapsules Coating and the Study of Their Bionic Anti-Fouling Performance. *Materials*, 13(7), 1669.

<https://doi.org/10.3390/ma13071669>

Liang, H., Shi, X., & Li, Y. (2024) Technologies in Marine Antifouling and Anti-Corrosion Coatings: A Comprehensive Review. *Coatings*, 14(12),

1487; <https://doi.org/10.3390/coatings14121487>

Löder, M. G. J., & Gerds, G. (2015). Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal. I M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Red.), *Marine Anthropogenic Litter* (s. 201–227). Springer International Publishing.

https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_8

Mathalon, A., & Hill, P. (2014). Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*, 81(1), 69–79.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.018>

Miljødirektoratet. 2014. *Sources of microplastic pollution to the environment*. Hämtad från: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m321/m321.pdf>

Arthur, C. and J. Baker (eds.). (2011). *Proceedings of the Second Research Workshop on Microplastic Marine Debris. November 5-6, 2010. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-39*. Hämtad från: <https://marinedebris.noaa.gov/microplastics/proceedings-second-research-workshop-microplastic-marine-debris>

Rasta, M., Lashkaryan, N. S., Shi, X., Taleshi, M. S., Vayghan, A. H., Ahmadi, A., Kakakhel, M. A., Manke, J., Liu, L., & Wu, Y. (2026). Hydrodynamic modulation of microplastic bioaccumulation in edible fish: Integrating biomarker networks, machine learning, and food safety perspectives. *Food Chemistry*, 509, 148610.

<https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2026.148610>

Ryan, P. G. (2015). A Brief History of Marine Litter Research. I M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Red.), *Marine Anthropogenic Litter* (s. 1–25). Springer International Publishing.

https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_1

Srinivasan, M., & Swain, G. (2007). Managing the Use of Copper-Based Antifouling Paints. *Environmental management*, 39, 423–441. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0030-8>

Thompson, R. C. (2015). Microplastics in the Marine Environment: Sources, Consequences and Solutions. I M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Red.), *Marine*

Anthropogenic Litter (s. 185–200). Springer International Publishing.

https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_7

Thouvenin, M., Peron, J.-J., Charretre, C., Guerin, P., Langlois, J.-Y., & Vallee-Rehel, K. (2002). A study of the biocide release from antifouling paints. *Progress in Organic Coatings*, 44(2), 75–83. [https://doi.org/10.1016/S0300-9440\(01\)00246-6](https://doi.org/10.1016/S0300-9440(01)00246-6)

Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research, Particles in the Oceans: Implication for a safe marine environment*, 111, 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>

Wagner, M., & Lambert, S. (Ed.). (2018). *Freshwater Microplastics: Emerging Environmental Contaminants?* (Vol. 58). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5>

Wang, L., Sead, F. F., Khoshmanesh, M., Sanati, A. M., Su, K., & Ramavandi, B. (2026). Co-exposure of mercury and microplastics in aquatic food webs: A review of sources, bioaccumulation, and ecotoxicological risks. *Marine Pollution Bulletin*, 222, 118882. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118882>

Wesch, C., Elert, A. M., Wörner, M., Braun, U., Klein, R., & Paulus, M. (2017). Assuring quality in microplastic monitoring: About the value of clean-air devices as essentials for verified data. *Scientific Reports*, 7(1), 5424. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-05838-4>

Woodall, L. C., Gwinnett, C., Packer, M., Thompson, R. C., Robinson, L. F., & Paterson, G. L. J. (2015). Using a forensic science approach to minimize environmental contamination and to identify microfibrils in marine sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 95(1), 40–46. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.044>

Yebra, D. M., Kiil, S., & Dam-Johansen, K. (2004). Antifouling technology—Past, present and future steps towards efficient and environmentally friendly antifouling coatings. *Progress in Organic Coatings*, 50(2), 75–104. <https://doi.org/10.1016/j.porgcoat.2003.06.001>

Yuehao, L., & Deyuan, Z. (2013). Investigation on fabricating continuous vivid sharkskin surface by bio-replicated rolling method. *Applied Surface Science*, 282, 370–375. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2013.05.138>

Zeng, E. Y. (2023). *Microplastic Contamination in Aquatic Environments: An Emerging Matter of Environmental Urgency*. Elsevier.