

Rapport – Uppdrag att ta fram underlag om utsläpp av tvättvatten från skrubbrar på fartyg

Innehållsförteckning

Sammanfattning	4
Regleringsalternativ	6
Regleringsalternativ 1: Totalt utsläppsförbud av skrubbevatten i...:.....	6
Regleringsalternativ 2: Förbud mot att släppa ut skrubbevatten om det överskrider vissa gränsvärden i...:.....	6
Regleringsalternativ 3: Förbud mot att släppa ut skrubbevatten om det överskrider vissa gränsvärden i...:.....	6
Regleringsalternativ 4: Striktare utsläppskrav... ..	7
Slutsatser och rekommendationer	7
Inledning	9
Regeringsuppdraget	9
Bakgrund	9
Genomförande	9
Uppdrag till Chalmers och IVL.....	10
Samråd med branschföreträdare.....	11
Avgränsningar.....	11
Förutsättningar.....	12
Nuvarande reglering av svavelutsläpp från fartyg	12
Kriterier för utsläpp av tvättvatten från skrubbrar	12
Skrubberteknik.....	13
Pågående arbete inom IMO.....	14
Östersjön som IMO Particular Sensitive Sea Area (PSSA).....	15
Juridiska instrument för nationell reglering av användning av skrubberteknik och utsläpp av skrubbevatten.....	16
Inledning	16
Uppdraget i denna del	17
Havsrättskonventionen	17
Allmänt om geografisk indelning av vattenområden.....	18
Inre vatten.....	18
Territorialhavet.....	19
Ekonomiska zonen	19
Slutsatser om havsrättskonventionen	20
Regleringar till skydd för miljön.....	21
Allmänna bestämmelser i internationell rätt till skydd för miljön	21
Regleringar kring svavelhalt i bränsle och skrubberteknik	21
Vatten- och havsmiljödirektiven.....	23
Slutsatser kring hur regleringar till skydd för miljön förhåller sig till varandra	26
Exempel på reglering i svenska hamnar och andra länder	26
Svenska hamnar.....	26
Tyskland	28
Norge	30
Regleringsmöjligheter av skrubbevattenutsläpp i nationell rätt	31
Miljöbalken.....	32
Föreningarslagstiftningen	33
Andra regleringsmöjligheter.....	34

Slutsatser om regleringsmöjligheter	35
Slutsatser	36
Allmänna skyldigheter att skydda miljön	36
Rättsliga möjligheter att reglera utsläpp av skrubbervatten nationellt	36
Förslag till regleringsalternativ	38
Skrubbervattens innehåll och dess effekter på miljön	39
Miljöeffekter av utsläpp av skrubbervatten	39
Inledning	39
Ämnen i skrubbervatten som påverkar den akvatiska miljön	40
Vad säger IMO om skrubbrar?	42
Vilken är den befintliga kunskapen om ekotoxicitet av skrubberutsläppsvatten? ...	43
Hur mycket skrubberutsläppsvatten släpps ut i Sverige?	44
Vattendirektivet och havsmiljödirektivet	44
Havsmiljödirektivet	44
Vattendirektivet	47
Kraven i vattendirektivet och havsmiljödirektivet där utsläpp från skrubbrar påverkar	47
Översiktlig kartläggning av förutsättningar och effekter för fartyg, rederier, hamnar och myndigheter vid införande av skärpt utsläppsreglering	53
Enkät om effekter utifrån olika regleringsalternativ	53
Förutsättningar för fartyg	54
Lågsvavlig bunkerolja eller och alternativa bränslen	54
Användning av skrubber	54
Förutsättningar för hamnar	55
Effekter av olika regleringsalternativ	56
Generellt för alla alternativ	56
Regleringsalternativ 1: Totalt utsläppsförbud av skrubbervatten i...:	57
Regleringsalternativ 2: Förbud mot att släppa ut skrubbervatten om det överskrider vissa gränsvärden i...:	60
Regleringsalternativ 3: Förbud mot att släppa ut skrubbervatten om det överskrider vissa gränsvärden i...:	60
Konsekvenser för miljön	60
Konsekvenser rederier och fartyg	60
Konsekvenser hamnar	61
Konsekvenser myndigheter	61
Regleringsalternativ 4: Striktare utsläppskrav...	61
Konsekvenser för miljön	61
Konsekvenser för rederier och fartyg	61
Konsekvenser för myndigheter	61
Övrigt	62
Diskussion	63
Fortsatt uppdrag	66

Sammanfattning

Regeringsuppdraget

Transportstyrelsen tillsammans med Havs- och vattenmyndigheten fick genom regeringens beslut den 19 december 2019 i uppdrag att ta fram underlag om utsläpp av tvättvatten från rökstövare, så kallade skrubbrar, i sjöfarten. Arbetet skulle inkludera en sammanställning av relevanta data samt indikera inriktningar på en möjlig svensk framtida handlingslinje i frågan. Förslagen från myndigheterna bör i möjligaste mån ta hänsyn till miljöeffekter, ekonomiska effekter, förvaltningsrelaterade effekter samt möjligheter att få stöd för ståndpunkterna internationellt. Eventuella brister i tillgängliga relevanta data ska också identifieras. Myndigheterna kan även ta fram nya data om det är möjligt och effektivt att utföra inom uppdragets ramar. Uppdraget skall redovisas till Regeringskansliet (Infrastrukturdepartementet) senast 1 oktober 2020.

Regeringen pekar särskilt på behovet av att inom uppdraget ta reda på vilka tungmetaller och andra skadliga ämnen som finns i tvättvatten från skrubbrar, vilka nivåer de förekommer i och vilken skada de utgör för miljön. Rapporten skall också redovisa underlag för att eventuellt motivera krav på förbud mot utsläpp av eller om gränsvärden för specifika tungmetaller och/eller andra skadliga ämnen bör införas. Givet regeringens höga ambition att ur ett klimatperspektiv värna om sjöfarten behöver det även analyseras hur olika ställningstaganden påverkar sjöfartsnäringen och hamnar.

Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsens bedömning

De flesta svenska vattenförekomster och havsområden uppnår i dagsläget inte god miljöstatus enligt EUs vatten- och havsmiljödirektiv. Detta gäller för farliga ämnen, t.ex. kadmium, kvicksilver, bly, koppar, zink och PAH:er och för övergödande ämnen, där för höga halter återfinns i vattenmassan och sediment. Samtidigt visar en genomgång av vetenskapligt granskade studier och relevanta rapporter att tvättvatten från skrubbrar är en källa till både tungmetaller, PAH:er och övergödande ämnen i form av kväveoxider. Storleksordningen av utsläpp av koppar, bly, kvicksilver, zink och PAH:er uppskattas vara flera gånger högre från skrubbevatten, jämfört med de andra fartygsgenererade utsläppen länsvatten och grå- och svartvatten. För att målet god miljöstatus ska nås måste belastningen från olika källor minska, även farliga ämnen i skrubbevatten.

Juridiska instrument för nationell reglering

En nationell reglering avseende utsläpp av skrubbevatten får inte strida mot bestämmelserna i havsrättskonventionen, vilken kan sägas sätta ramarna för vad Sverige som kuststat kan reglera. Vad gäller svenskflaggade fartyg finns inga begränsningar i havsrättskonventionen i fråga om vad som kan regleras. Avseende utländska fartyg gäller att i svenskt inre vatten kan Sverige ensidigt reglera utsläpp av skrubbevatten och/eller användning av skrubberteknik. Inom territorialhavet kan Sverige reglera utsläpp av t.ex. skrubbevatten, men inte införa bestämmelser som ställer krav på skrubberteknikutrustningen som installeras på utländska fartyg eller som förbjuder sådan utrustning. I den ekonomiska zonen är det möjligt att införa bestämmelser som är i enlighet med IMO:s riktlinjer om skrubbersystem. Principen om oskadlig genomfart får inte

äventyras, varken i territorialhav eller i den ekonomiska zonen. Det ska noteras att EU-rätten genom svaveldirektivet med sin rättsliga förpliktelse att tillåta alternativ teknik, medför vissa begränsningar i fråga om vad en medlemsstat kan reglera i hamnar, territorialhav, ekonomisk zon och utsläppskontrollområden. En nationell reglering i dessa vatten får inte strida mot EU-rätten och därför måste eventuell reglering kunna motiveras med utgångspunkt i kommissionens uttalanden om att svaveldirektivet inte får innebära att havs- och vattenmiljödirektivens syften äventyras.

Effekter vid olika regleringsalternativ

Eftersom frågan även är på aktuell inom IMO med ny agendapunkt är det viktigt med relevant data för att kunna ta välgrundade beslut. I samband med ett webinarium med branschen om regeringsuppdraget bjöd Havs- och Vattenmyndigheten och Transportstyrelsen in olika aktörer att svara på en enkät rörande möjliga effekter av skärpta krav för användning av skrubber. Generellt kan nämnas att oavsett om reglering införs genom förbud eller striktare utsläppskrav inom ett utpekad område finns en risk att en överflyttning kan ske från sjöfarten till andra trafikslag. Ökade krav och kostnader kan innebära att sjöfarten blir mindre attraktiv och att aktörer väljer andra trafikslag som transportsätt.

Det finns flera alternativ till att skärpa dagens reglering. Enligt den juridiska studien är det möjligt med en nationell reglering, under förutsättning att det kan visas att utsläppen försämrar vattenkvaliteten på så sätt att vattendirektivets och/eller havsmiljödirektivets bestämmelser äventyras. Det ena alternativet kan vara att förbjuda utsläpp av tvättvatten på svenskt inre vatten. Ett annat alternativ är att förbjuda utsläpp på delar av svenskt inre vatten (hamnar). Ett tredje alternativ är införa striktare utsläppsnivåer på svenskt inre vatten och ett fjärde alternativ är en internationell reglering. En internationell reglering kan innebära både utsläppsförbud eller striktare utsläppsnivåer på ett visst geografiskt område.

Alternativet att införa striktare utsläppsgränsvärden förefaller, mot bakgrund av de fakta som finns i dagsläget, vara svårt. Det gäller både nationellt och internationellt. De vetenskapliga data som idag finns rörande kemisk karakterisering av skrubbevatten är otillräckliga och omfattande ekotoxikologiska studier måste genomföras för att koppla koncentrationer av olika farliga ämnen i skrubbevatten och blandningar av dessa till effekter i den marina miljön.

Ett alternativ som är mer rimligt är att överväga internationell reglering om förbud om utsläpp av tvättvatten. Ett sådant förbud kan gälla inom ett visst geografiskt område och med tillägg av operativa krav. I tillägg till en internationell reglering bör man överväga ett nationellt förbud mot utsläpp av tvättvatten på svenskt inre vatten. Ett nationellt förbud mot utsläpp av tvättvatten innebär en tydlighet för alla inblandade aktörer om vad som gäller och vart, till skillnad mot en reglering i delområden inom inre vatten. I enkätsvaren som inkommit har det lyfts att en reglering som gäller för hela

Sverige skulle underlätta för hamnarna i relation till dagens situation när vissa hamnar infört egna förbud.

Sammanfattningsvis föreslår Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen att Sverige i första hand bör driva frågan internationellt vilket även stöds av hamn- och rederibranschen. Utsläpp av farliga ämnen från skrubbevatten bör begränsas i så stor utsträckning som möjligt. För rederibranschen är det främst för att inte få en snedvriden konkurrens i ett redan hårt utsatt affärsområde. Samtidigt ser vi ett behov av att aktivt minska miljöpåverkan i kustnära områden och därmed behöver även en nationell reglering i inre vatten förberedas parallellt med det internationella arbetet.

Regleringsalternativ

Utifrån de olika regleringsalternativ som presenteras nedan, och som behandlas utförligare i rapporten, beskrivs sedan slutsatser och rekommendationer kopplat till dessa.

Regleringsalternativ 1: Totalt utsläppsförbud av skrubbevatten i...:

- Sveriges inre vatten,
- vatten som omfattas av vattenförvaltningens miljökvalitetsnormer
- delar av svenskt inre vatten

Ett totalt förbud mot utsläpp inom hela området som omfattas av svenskt inre vatten innebär en tydlighet för alla inblandade aktörer om vad som gäller och vart, till skillnad mot en reglering i delområden inom inre vatten.

Regleringsalternativ 2: Förbud mot att släppa ut skrubbevatten om det överskrider vissa gränsvärden i...:

- Sveriges inre vatten,
- vatten som omfattas av vatten som omfattas av vattenförvaltningens miljökvalitetsnormer
- eller,

Regleringsalternativ 3: Förbud mot att släppa ut skrubbevatten om det överskrider vissa gränsvärden i...:

- delar av Sveriges inre vatten.

Miljöeffekterna och dess kostnader för dessa regleringsalternativ beror till stor del på vilka gränsvärden som tillåts, vilket gör konsekvenserna svåra att uppskatta. Vid gränsvärden istället för förbud kommer miljöbelastningen dock att fortgå inom känsliga områden.

Dessa regleringsalternativ, som innebär att Sverige kräver en viss typ av reningsteknik och/eller inför ett eget lokalt gränsvärde, kan leda till både svårigheter och oklarheter för aktörerna.

För fartyg som passerar områden med olika regler kan det också innebära fler moment i arbetet eftersom att de då är tvungna att oftare anpassa sin bränsle- och/eller skrubberanvändning.

Regleringsalternativ 4: Striktare utsläppskrav...

- inom områden på internationellt vatten

En internationell reglering kan innebära både ett förbud för utsläpp av skrubbervatten, krav på striktare utsläppsnivåer eller andra operativa krav. Operativa krav kan vara att utsläpp får endast göras på ett visst område, att fartyget ska ha en viss hastighet, på ett visst djup.

Ett förbud på internationellt vatten skulle innebära att miljöbelastningen minskar på ett större havsområde. Med påverkan från vindar, omrörning i havet och djup skulle detta alternativ ge ännu mer positiv effekt på grunda och känsliga havsområden i det inre vattnet.

Generellt anser branschen att det är positivt med internationella regler som gäller globalt eftersom det ger en tydlighet till aktörer om vad som gäller inom olika vattenområden oavsett vart i världen de befinner sig. Det innebär även lika villkor för samtliga inom sjöfartsbranschen.

Slutsatser och rekommendationer

IMO har infört regler som medför att den maximalt tillåtna svavelhalten i marint bränsle är 0,5% globalt och 0,1% i svavelkontrollområden. Detta leder till flertalet positiva effekter för mänsklig hälsa, då en stor andel människor lever i kustnära områden och därmed påverkas av luftemissioner från sjöfarten. Till exempel beräknas regleringen årligen leda till 136 000 lägre antal dödsfall i lungcancer och hjärt- och kärlsjukdomar, och 7,56 miljoner minskade fall av barnastma¹. Förutom att efterleva regelverket genom att använda bränsle med lågt svavelinnehåll så finns möjligheten att fortsätta använda bunkerolja med hög svavelinnehåll och sedan rena rökgaserna med en skrubber. Tvättvattnet som sedan släpps tillbaka ut i havet har visat sig ha ett lågt pH värde och innehålla både farliga ämnen och övergödande kväveoxider, som leder till negativa effekter i den marina miljön i okänd omfattning.

- **SLUTSATS – vi når inte god miljöstatus:** i dagsläget finns det flertalet vattenförekomster och havsbassänger i Sverige där målet för god miljöstatus, god kemisk status eller god ekologisk status inte nås enligt EU:s vatten- och havsmiljödirektiv. Detta gäller för farliga ämnen, t.ex. kadmium, kvicksilver, bly, koppar, zink och PAH:er och för övergödande ämnen där för höga halter återfinns i vattenmassan och sediment.

¹ Sofiev et al., 2018. Cleaner fuels for ships provide public health benefits with climate trade-offs.

- **SLUTSATS – skrubbevatten är en källa till föroreningar:** för att nå målen i vattendirektivet och havsmiljödirektivet måste belastningen från olika källor minska. Litteraturstudien i denna rapport, baserat på vetenskapliga studier och kvalificerade rapporter, visar på att tvättvatten från skrubbrar är en källa till både tungmetaller, PAH:er och övergödande ämnen i form av kväveoxider. Förutom detta så finns det indikationer på att fler fartyg installerar skrubbrar vilket medför att denna källa kommer att öka sin belastning till den marina miljön.
- **REKOMMENDATION – minska belastningen:** av ovan beskrivna slutsatser är det därför viktigt att Sverige inför och verkar för att olika restriktioner införs mot utsläpp av farliga ämnen i skrubbevatten som leder till att belastningen minskar, samtidigt som restriktionerna inte leder till en snedvriden konkurrens inom sjöfartsbranschen.
- **SLUTSATS – internationellt samarbete viktigt:** skrubberteknik och efterföljande utsläpp av tvättvatten är en del av EU:s svaveldirektiv och frågan omfattas åtminstone till största del av EU-kompetens. Om frågan ska drivas internationellt inom IMO bör Sverige verka för att det därför finnas en gemensam EU-ståndpunkt som kan framföras till IMO.
- **REKOMMENDATION – samverkan inom IMO ger bäst resultat** (relaterat till regleringsalternativ 4): Sveriges handlingslinje bör vara att i första hand, gemensamt med övriga EU-medlemsstater, arbeta med frågan internationellt inom IMO för införande av striktare utsläppskrav för skrubbevatten i Marpol. Handlingslinjen föreslås vara att det ska införas ett förbud för utsläpp av skrubbevatten inom 12 nautiska mil från kustlinjen, vilket är ett vanligt krav på utsläpp inom IMOs regelverk för andra utsläppskategorier, t.ex. för utsläpp av svartvatten och lastrester.
- **REKOMMENDATION – nationellt alternativ** (relaterat till regleringsalternativ 1): en rimlig handlingslinje är också att tillämpa försiktighetsprincipen och parallellt med det internationella arbetet förbereda för att införa ett nationellt förbud mot utsläpp av tvättvatten inom svenskt inre vatten.

Inledning

Regeringsuppdraget

Med anledning av bristande kunskap om miljöpåverkan av tvättvatten från rökaskrubbrar och att frågan har kommit upp på IMO:s agenda fick Transportstyrelsen och Havs- och vattenmyndigheten i uppdrag den 19 december 2019 av regeringen att redovisa en sammanfattning av relevant data samt indikera inriktning på en möjlig svensk framtida handlingslinje i frågan. Dessa förslag på inriktningar bör i möjligaste mån ta hänsyn till miljöeffekter, ekonomiska effekter, förvaltningsrelaterade effekter samt möjligheten att få stöd för ståndpunkterna internationellt. Eventuella brister i tillgängliga relevanta data ska också identifieras. Vidare ska uppdraget redovisa underlag som motiverar ett eventuellt förbud eller om specifika gränsvärden ska införas. Effekterna ska även redovisa hur olika ställningstaganden påverkar branschen. Uppdraget ska redovisas till Infrastrukturdepartementet senast den 1 oktober 2020.

Bakgrund

EU har valt att införliva Marpolkonventionens svavelregler genom svaveldirektivet 2016/802. Direktivet har succesivt sänkt tillåten svavelhalt i marina bränslen. Inom svavelkontrollområde (SECA) sänktes tillåten svavelhalt i marint bränsle från januari 2015 och sedan januari 2020 råder globalt striktare regler avseende bränslets svavelhalt. Globalt får fartygsbränsle max innehålla 0,5% svavel och i SECA, såsom Östersjön och Nordsjön, är gränsen 0,1%.

Ett sätt att uppfylla svaveldirektivet är att fortsätta att använda fartygsbränsle med hög svavelhalt och att installera reningsutrustning, s.k. skrubber. Dock har frågan om miljöpåverkan på den marina miljön från utsläpp av skrubbrarnas tvättvatten aktualiserats allt mer. Flera studier finns på området men de visar på spretande resultat vad gäller utsläppens effekter på miljön.

I till exempel Tyskland och Belgien har man infört förbud mot utsläpp av tvättvatten från skrubber på respektive territorium med anledning av osäkerheten kring hur den marina miljön påverkas.

Frågan om utsläppen av tvättvatten har lyfts till IMO som beslutade om en ny agendapunkt "Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of discharge water from EGCS into the aquatic environment, including conditions and areas" att diskutera på underkommittén Pollution Prevention and Response (PPR) under 2020-2021.

Genomförande

Regeringsuppdraget har genomförts på Transportstyrelsens sjö- och luftfartsavdelning och Havs- och vattenmyndighetens Havsförvaltningsavdelning. Följande personer har ingått i arbetsgruppen för uppdraget. Från Transportstyrelsen: juristen Christine Vallhagen, handläggarna Henrik Ramstedt, Caroline Petrini, Erika Persson, Lina Jönsson och internationella samordnaren Helen Johansson. Från Havs- och vattenmyndigheten: utredarna Fredrik Lindgren och Frida Åberg, enhetschef Mia Dahlström samt verksjuristen Fredrik T Lindgren.

I den slutliga handläggningen av uppdraget på Transportstyrelsen har chefen för enheten för hållbar utveckling, Simon Posluk, samt chefen för sjö- och luftfartsavdelningen Gunnar Ljungberg deltagit. Föredragande var handläggare Caroline Petrini. I den slutliga handläggningen av uppdraget på Havs- och vattenmyndigheten har chefen för avdelningen för Havsförvaltning Mats Svensson; samt chefen för Havsmiljöenheten Mia Dahlström medverkat. Föredragande var utredare Fredrik Lindgren. Rapporteringen av regeringsuppdraget har tillstyrkts av Transportstyrelsens generaldirektör Jonas Bjelfvenstam och Havs- och vattenmyndighetens generaldirektör Jakob Granit.

I projektet har bildats en styrgrupp som består av följande personer:

Mia Dahlström, HaV

Simon Posluk, chef enheten för hållbar utveckling, TS

Ingrid Almén, fd. chef sektionen för miljö, TS

Karin Fransson, chef sektionen för strategisk utveckling och marknad, TS

Adam Löf, chef juridiska sektionen för sjöfart, TS

Marina Angsell, chef sektionen för internationell samordning, TS

Caroline Petrini, sektionen för miljö, TS (sammanställande).

Uppdrag till Chalmers och IVL

HaV har ingått en överenskommelse med Chalmers² om att ta fram underlag inom ramen för regeringsuppdraget. I överenskommelsen ingår följande deluppdrag:

- Genomföra en litteraturstudie över befintlig vetenskaplig litteratur, inklusive relevanta rapporter, för att undersöka det befintliga underlaget om effekter av utsläpp av skrubbevatten till den akvatiska miljön. En rapport ska sammanställas med resultaten från granskningen, där det förklaras de påvisade effekterna i miljön och om möjligt uppskatta riskerna med en storskalig användning och sedermera stora utsläpp av skrubbevatten. I rapporten ska utsläppen av skrubbevatten och innehållet i detta jämföras med miljö kvalitetsnormer och indikatorer för relevanta farliga ämnen t.ex. koppar, bly och polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er) i det svenska genomförandet av EU:s vatten- och havsmiljödirektiv³.
- Ekotoxikologisk studie. Undersöka effekter i den marina miljön av skrubbevatten. En kemisk karakterisering av skrubbevatten ska genomföras. Sedan ska ekotoxikologiska studier genomföras på t.ex. mikroalger, kräftdjur och fisk, för att undersöka effekterna på olika trofnivåer.
- Undersöka ekonomiska effekter av användning av skrubbrar, tillsammans med IVL. Vad har det för ekonomiska effekter på miljö, förvaltning och bransch vid en storskalig användning av skrubbrar, jämfört med ingen användning. Hur påverkas de ekonomiska effekterna av lokala (e.g.

² Dnr 769-20, Överenskommelse avseende miljövänligare sjöfart

³ HVMFS 2019:25 och HVMFS 2012:18

hamnar), nationella eller regionala (SECA området) förbud. Det ingår att jämföra belastning till Östersjön och miljökostnader med andra utsläpp t.ex. gråvatten och svartvatten för att sätta utsläpp av skrubbevatten i relation till andra sjöfartsutsläpp.

- Genomgång av MEPC.259(68) vägledningen för skrubbrar. Utifrån resultaten från den litteraturstudie, ekotoxikologiska studie och undersökningen av ekonomiska effekter som genomförts, ge förslag på förändringar i den nuvarande vägledningen.

Samråd med branschföreträdare

Ett webinarium genomfördes den 24 april 2020 via Skype. Ett 90-tal personer från branschen deltog. Branschen representerades av både rederinäringen, hamnar, skrubbertillverkare och miljöorganisationer. Syftet med webinariet var att presentera uppdraget och att inbjuda intresserade att delta i en enkät med scenarier om hur olika restriktioner skulle påverka näringen.

De som visade intresse på webinariet att delta fick möjlighet att fylla i en enkät om effekter i sin verksamhet vid olika scenarier gällande utsläpp av tvättvatten från skrubber.

Avgränsningar

Transportstyrelsen och Havs-och vattenmyndigheten hade för avsikt att låta Chalmers utföra en ekotoxikologisk studie som undersöker effekter i den marina miljön av skrubbevatten där målet var att studera effekter i miljön från utsläpp av skrubbevatten. Detta arbete kunde inte utföras av Chalmers förrän efter sommaren 2020 och kan därför inte redovisas i detta uppdrag. Transportstyrelsen och Havs-och vattenmyndigheten föreslår att denna studie analyseras och redovisas i ett nytt regeringsuppdrag som beskrivs i avsnitt Fortsatt uppdrag.

I regeringsuppdraget ingår att undersöka ekonomiska effekter av användning av skrubbrar, både till miljö, förvaltning och bransch, samt de ekonomiska effekterna av förbud på lokal (e.g. i hamnar), nationell eller regional (SECA området) nivå. Detta arbete är beroende av pågående forskning inom projektet *Värdering och styrmedel för sjöfartens miljöbelastning* (VäSt). I tillägg till arbetet inom VäSt behövs också företagsekonomisk kompetens, vilket finns vid IVL men som inte är tillgänglig förrän efter sommaren. Då rapporten inte kan redovisa samtliga delar blir det redovisat som en avgränsning i detta uppdrag. Transportstyrelsen och Havs-och vattenmyndigheten föreslår att denna studie analyseras och redovisas i ett nytt regeringsuppdrag som beskrivs under avsnitt Fortsatt uppdrag.

Förutsättningar

Nuvarande reglering av svavelutsläpp från fartyg

Sjöfartens luftföroreningar regleras framförallt inom FN:s sjöfartsorgan International Maritime Organization, IMO. I Annex VI i Marpolkonventionen⁴ regleras skyddet mot luftföroreningar från fartyg.

IMO beslöt hösten 2008 om en ändring av Annex VI. Ändringen innebar bland annat att kraven gällande svavelhalt i marina bränslen skärptes. Skärpningen gällde både den globala standarden och kraven i de så kallade svavelkontrollområdena. Ändringen trädde i kraft den 1 juli 2010 och innebar bland annat följande:

- Den 1 juli 2010 skärptes kravet i svavelkontrollområdena. Högsta tillåtna svavelhalt sänktes från 1,50 viktprocent till 1,00 viktprocent.
- Den 1 januari 2012 skärptes det globala kravet. Högsta tillåtna svavelhalt sänktes från 4,50 till 3,50 viktprocent.
- Den 1 januari 2015 sänks den högsta tillåtna halten i svavelkontrollområdena till 0,10 viktprocent.
- Den 1 januari 2020 skärptes det globala kravet ytterligare. Högsta tillåtna svavelhalt är nu 0,50 viktprocent.

EU har valt att införliva Marpolkonventionens svavelregler genom svaveldirektivet 2016/802. Detta innebär att det råder EU-kompetens på området vilket innebär att Sverige inte kan driva frågan inom IMO utan att det finns en koordinerad EU-ståndpunkt som medger det. En bedömning behöver dock alltid göras för att avgöra om den specifika frågan som är aktuell omfattas av den EU-kompetensen på området.

Svaveldirektivet är införlivat i Sverige genom svavelförordningen (2014:509).

Efterlevnadsmetoder

Gränsvärden för svavel i marina bränslen kan enligt de internationella reglerna antingen efterlevas genom val av drivmedel eller med olika reningstekniker. Det vill säga genom att fartygen använder drivmedel med låg svavelhalt eller genom att rena avgaserna genom exempelvis rökgasrening med så kallade skrubbar. En skrubbar "tvättar" avgaserna och får på så sätt ner utsläppen från fartyget.

Det regelverk som finns idag kring skrubbar är Marpolkonventionen, svaveldirektivet samt riktlinjer⁵ som IMO gett ut. Riktlinjen beskriver i huvudsak hur skrubbar ska certifieras för installation på fartygen och innehåller utsläppskriterier för skrubbar.

Kriterier för utsläpp av tvättvatten från skrubbar

Detaljerade kriterier för utsläpp från skrubberanläggningar finns i IMO:s riktlinjer för skrubbar. Riktlinjerna anger gränsvärden för bland annat pH, Polycykliska aromatiska kolväten (PAH), grumlighet och nitrater, som ska

⁴ International Convention for the Prevention of Pollution from Ships

⁵ IMO Resolution MEPC.259(68), "2015 Guidelines for Exhaust Gas Cleaning Systems", Adopted 15 May 2015

kontrolleras innan tvättvattnet från en skrubberanläggning släpps ut. Genom att bilaga II i svaveldirektivet hänvisar till IMO:s riktlinjer för skrubbrar görs dessa kriterier och gränsvärden bindande inom EU och måste uppfyllas av medlemsstaternas fartyg. Särskilt uppmärksammas det i direktivet att tvättvatten från avgasreningssystem som använder kemikalier, tillsatser, beredningar och kemikalier som skapas in situ, inte får släppas ut i havet, inbegripet skyddade hamnar, anläggningsplatser och flodmynningar, om inte fartygsoperatören kan visa att detta tvättvatten inte har några betydande effekter på och inte utgör någon risk för människors hälsa och miljön.

Skrubbteknik

Öppna skrubbrar

I en öppen skrubber renas rökgaserna genom att en fin spray av havsvatten pumpas in i systemet och tvättar ur svaveloxid ur avgaserna. Havsvattnet ska ha en hög salthalt och hög alkalinitet för att neutralisera utsläppen av svaveloxider. En svavelrening kan vara nära 98 % med full alkalinitet i havsvatten, vilket innebär att det går att använda bränsle med en svavelhalt på 3,50 viktprocent för att efter rening uppfylla utsläppskravet som motsvarar utsläpp från drift med bränsle som har en svavelhalt på max 0,10 viktprocent. Efter att ha passerat genom systemet renas vattnet och släpps överbord, medan restprodukten (t.ex. sotpartiklar) samlas i en tank. I en marin miljö med hög salthalt och hög alkalinitet är det lättare att neutralisera de sura utsläppen från öppna skrubbrar, då vattnets buffringskapacitet, det vill säga förmågan att neutralisera försurande ämnen är hög. Däremot kan påverkan av dessa utsläpp vara mycket större i områden med låg salthalt, till exempel i Östersjön och framförallt i Bottenhavet och Bottenviken som har mycket låg salthalt.

Övriga nackdelar med öppna skrubbrar är att det kan skapas ett mottryck i systemet som överstiger tillverkarens gränser för förbränningsenheten och, i vissa fall, motorns NO_x-gränsvärden. Skapas ett sådant mottryck slutar systemet att fungera. Detta kan åtgärdas genom installation av rökgasfläkt för att minska motståndet i systemet. Havsvattentemperaturen måste också beaktas eftersom svavellösligheten minskar vid högre temperaturer.

Stängda skrubbrar

Stängda skrubbrar använder färskvatten med tillsatt natriumhydroxid (NaOH) för att neutralisera sura avgaser som svaveldioxid (SO₂) och H₂S. Natriumhydroxid, som även kallas för kaustiksoda, är lösligt i vatten och är starkt frätande. Hantering av kaustiksoda ombord kräver särskild personlig säkerhetsutrustning för personal. I stället för ett genomflöde av vatten i ett öppet system passerar tvättvattnet i ett slutet system genom en processtank där det renas innan återanvändning. I systemet finns en kylare för att kyla det cirkulerande tvättvattnet. En del av flödet leds av, renas och kan sedan antingen släppas ut överbord eller ledas till uppsamlingstank ombord. Till det stängda systemet behöver färskvatten och kemikalier fyllas på i takt med att det avdunstar eller förbrukas.

Försök visar att stängda skrubbrar använder 0,5 – 1 % av motoreffekten av den enheten som renas, det vill säga drygt hälften av den som krävs för öppna

system⁶. Stängda skrubbrar släpper ut mindre mängder av tvättvattnet överbord. Placering av en uppsamlingstank ombord möjliggör förvaring av tvättvattnet ombord om fartyg befinner sig i ett område där utsläpp är förbjudet. Tvättvattnet och avfall lämnas sedan i land vilket gör att stängda skrubbrar lämpar sig bättre för användning i havsmiljöer med låg alkalinitet och låg salthalt samt i hamnar och flodmynningar. Detta kräver dock att det finns möjlighet till ilandlämning av skrubberavfall och skrubbevatten i hamnarna. Ilandlämning av avfallet medför kostnader för transport och destruktion.

Hybrid-system

Ett hybrid-system är en kombination av ett slutet och ett öppet system. Detta möjliggör en växling från ett öppet till ett slutet läge, vilket kan vara lämpligt för fartyg som trafikerar olika känsliga havsområden.

Pågående arbete inom IMO

Regel 4 i MARPOL Annex VI tillåter användning av likvärdiga alternativ, t.ex. skrubbrar (EGCS), som ger svaveloxidutsläpp till luft som är ekvivalenta med utsläpp vid användning av lågsvavliga bränslen, särskilt för tillämpning av regel 14 för att minska svavelhalten i marina bränslen. Ny kunskap och osäkerhet om eventuella negativa miljöeffekter av utsläpp av tvättvatten från dessa system i hamnar och andra känsliga havsområden har lett till att lokala restriktioner, regionala restriktioner eller förbudsåtgärder har införts. Detta har lett till att EU har lyft behovet av utvärdering och harmonisering av regler och riktlinjer kring utsläpp av tvättvatten från skrubbrar till IMO. IMOs huvudkommitté för miljöfrågor Marine Environment Protection Committee (MEPC) har beslutat att lägga till en ny arbetspunkt om utvärdering och harmonisering av regler och riktlinjer kring utsläpp av tvättvatten från skrubbrar. Vid PPR 7 beslutades om förslag till agendapunktens titel "Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of discharge water from EGCS into the aquatic environment, including conditions and areas" och omfattningen⁷. Agendapunkten ska omfatta fyra olika delar, där del 1 ska bestå av en riskanalys och en konsekvensanalys, del 2 ska hantera mottagning av avfall från skrubbrar, del 3 ska omfatta frågor som rör regelverk och del 4 om att inrätta en ämnesdatabas. Rapporten från PPR 7 skulle ha godkänts av MEPC 75 i mars 2020 men på grund av situationen med COVID-19 sköts mötet fram och frågan beräknas nu hanteras i november 2020. Detta innebär att titel och omfattning av agendapunkten inte är slutligt beslutade ännu. I dagsläget finns det inga konkreta förslag på hur frågan ska regleras inom IMO, den frågan kommer hanteras i del 3 av arbetet med agendapunkten enligt ovan. Agendapunkten ligger i dagsläget på PPR:s agenda för åren 2020-2021 men kan förväntas förlängas då arbetet inte kommer hinna slutföras under den perioden.

⁶ Lloyds Register” Understanding exhaust gas treatment systems, Guidance for shipowners and operators”, June 2012, s. 15

⁷ Annex 11 till PPR 7/22/Add.1. DRAFT SCOPE OF WORK FOR EVALUATION AND HARMONIZATION OF RULES AND GUIDANCE ON THE DISCHARGE OF DISCHARGE WATER FROM EGCS INTO THE AQUATIC ENVIRONMENT, INCLUDING CONDITIONS AND AREAS

Möjligheterna för Sverige att skicka in egna inlagor till IMO är mycket begränsade eftersom det råder EU-kompetens i frågan. Om Sverige vill skicka in en informationsinläga till PPR eller MEPC som redovisar resultatet från litteraturstudien i detta uppdrag samt även resultat från de ekotoxikologiska analyserna som kommer att redovisas av Chalmers Tekniska Högskola (CTH) under hösten 2020 behöver en dialog föras med EU-kommissionen för att avgöra om Sverige kan skicka in den utan EU-koordinering.

Östersjön som IMO Particular Sensitive Sea Area (PSSA)

Östersjön är ett världsunikt brackvattenhav. Det är det yngsta av världens hav och formades för ca 10000-15000 år sedan efter den senaste istiden. Östersjön har färre arter än i marina hav – de flesta vandrade in i Östersjön genom Öresund och Bälten tidigt efter att det bildats. Östersjön har endast en känd endemisk art (vattenväxten Småsvälv). Dess ekosystem utvecklades och utvecklas i sin nuvarande form sedan bara ca 2000 år tillbaka. Östersjön är helt beroende av inflöde från Nordostatlanten via Kattegatt, Öresund och Bälten och har mycket speciella hydrografiska förhållanden – salthalten i ytvattnet varierar från 10 PSU i söder till ca 2 PSU i norr. Detta gör att artrikedomen i Östersjön i princip följer en salthaltsgradient där de sydliga delarna är betydligt mer artrika vad gäller marina arter än de norra. Östersjön är sedan 2007 klassat av IMO som ett Particular Sensitive Sea Area (PSSA). Ett PSSA är ett hav som behöver särskilt skydd genom åtgärder inom IMO för dess ekologiska, socio-ekonomiska och vetenskapliga betydelse samt som kan var mycket känsligt för skada orsakad av internationell sjöfart.

Juridiska instrument för nationell reglering av användning av skrubberteknik och utsläpp av skrubbevatten

Inledning

Sveriges närliggande vatten ligger i det av IMO utsedda svavelkontrollområdet där det från och med den 1 januari 2015 endast är tillåtet att använda fartygsbränsle som innehåller en svavelhalt som är lägre än 0,10 procent. Från och med den 1 januari 2020 gäller i andra vattenområden att fartygsbränslets svavelhalt inte får överstiga 0,50 procent, vilket är en sänkning från 3,50 procent. Trots dessa förbud får bränslet som används ha en högre svavelhalt, om fartyget använder en metod för att minska utsläppen så att svaveldioxidutsläppen inte blir större än vad som hade varit fallet med den angivna högsta tillåtna svavelhalten i bränslet. En sådan metod är att installera skrubberteknik på fartygen. Detta har medfört en stor ökning av antalet skrubbrar ombord på fartyg i internationell trafik, vilka förvisso renar rökgaserna från vissa emissionsparametrar, t.ex. svaveldioxid och svaveltrioxid, men som istället släpper ut s.k. skrubbevatten till vattenmiljön. Svaveldirektivet⁸ innehåller bl.a. EU:s gemensamma regler om vilken svavelhalt fartygsbränslen får innehålla.

Internationell rätt och EU-rätten har en stor inverkan på enskilda länders möjligheter att reglera effekter av sjöfarten, i olika omfattning beroende på vilket geografiskt område det rör sig om. Bl.a. är rätten till fri passage för utländska handelsflottor en central punkt i havsrätten, vilken regleras i havsrättskonventionen⁹. För Sverige spelar även EU-rätten en viktig roll då den i viss mån styr medlemsländers möjligheter och skyldigheter att lagstifta och reglera just frågor som gäller skrubberteknik samt skyddet av havs- och vattenmiljön.

EU-kommissionen har i en skrivelse¹⁰ uttryckt medvetenhet om att den förväntade ökade användningen av skrubberteknik, särskilt vid införandet av den lägre tillåtna svavelhalten från år 2020, riskerar påverka miljö kvalitet och särskilt äventyra genomförandet av vattendirektivet¹¹. Medlemsländer har också uttryckt oro för att användning av skrubberteknik riskerar äventyra vattendirektivets bestämmelser. Kommissionen påpekar att användning av skrubberteknik måste gå hand i hand med EU:s bredare miljöskyddsmål, särskilt rörande marina ekosystem, vilka skyddas genom vattendirektivet. Därför ska användning av skrubbrar i Europeiska havsområden, inklusive utsläpp av skrubbevatten, inte äventyra bindande skyldigheter i vattendirektivet. Vidare konstaterar Kommissionen att det har efterfrågats mer forskning för att kunna avgöra om och

⁸ Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2016/802 av den 11 maj 2016 om att minska svavelhalten i vissa flytande bränslen

⁹ Förenta Nationernas havsrättskonvention Montego Bay den 10 december 1982 och avtalet om genomförande av Del XI i denna konvention, SÖ 2000:1

¹⁰ Note to the attention of the Members of the European Sustainable Shipping Forum, den 18 januari 2016, ENV.C.3/RH

¹¹ Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område, i lydelsen enligt kommissionens direktiv 2014/101/EU

i så fall var det finns problem med att uppfylla god miljöstatus såsom definierats i havsmiljödirektivet¹².

Uppdraget i denna del

Inom ramen för detta uppdrag har Regeringen efterfrågat ett underlag för att kunna motivera ett utsläppsförbud eller införande av gränsvärden för specifika tungmetaller och/eller skadliga ämnen.

En internationell reglering av utsläpp av skrubbevatten skulle vara att föredra, men i avvaktan på att en sådan reglering kan komma till stånd, så uppfattas denna del av regeringsuppdraget att myndigheterna ska tillhandahålla ett underlag som redogör för de rättsliga förutsättningarna att i nationell lagstiftning reglera utsläpp av skrubbevatten. Först görs en genomgång av de ramar som sätts för kuststaters legislativa jurisdiktion som framgår av havsrättskonventionen. Därpå följer ett avsnitt som behandlar vilka allmänna skyldigheter Sverige har enligt internationella överenskommelser att skydda miljön, bestämmelser om användning av skrubberteknik samt vatten- och havsmiljödirektiven. Mot bakgrund av att flera länder redan har infört olika typer av förbud mot utsläpp av skrubbevatten har vi inom ramen för detta uppdrag tittat på exempel från ett par av dessa länder och hur dessa länder valt att införa reglering. Med utgångspunkt i ett geografiskt perspektiv genomlyses därefter vilka rättsliga förutsättningar som gäller för reglering i olika vattenområden. Vi kommer gå igenom hur möjligheterna ser ut att reglera utsläpp av skrubbevatten på ett sätt som inte äventyrar de åtaganden Sverige har dels genom medlemskap i EU men även i övrigt internationellt. I enlighet med vad som anges ovan, måste det bl.a. säkerställas att en reglering varken äventyrar havsmiljödirektivets mål om god miljöstatus eller vattendirektivets mål om god ytvattenstatus. En sådan reglering möjliggör då även att de svenska miljö kvalitetsmålen uppfyllande stärks. Denna del av uppdragsrapporteringen utmynnar slutligen i ett antal förslag på hur användningen av skrubbrar skulle kunna regleras inom ramen för nationell lagstiftning. Dessa förslag kan därefter bli föremål för konsekvensutredning med avseende bl.a. på hur de påverkar sjöfartsnäringen och hamnar.

Havsrättskonventionen

Sjöfarten regleras främst av sjörätten och havsrätten. De folkrättsliga aspekterna av sjöfarten finns till stora delar kodifierad i FN:s havsrättskonvention, vilken har ratificerats av Sverige. Förenklat kan man säga att havsrätten utgör den ram inom vilken sjörätten existerar. Så länge nationella och internationella sjörättsföreskrifter inte strider mot havsrättens regler och principer är de acceptabla ur folkrättslig synvinkel. Således får inte en nationell reglering avseende utsläpp av skrubbevatten strida mot bestämmelserna i havsrättskonventionen. I det följande redogörs för havsrättskonventionens bestämmelser avseende kuststaters så kallade lagstiftande eller legislativa jurisdiktion vad gäller utländska fartyg i olika vattenområden. Den generella utgångspunkten är att ju närmare kusten, desto större är kuststatens intresse och möjligheter att bestämma vad som ska gälla.

¹² Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi), i lydelsen enligt kommissionens direktiv (EU) 2017/845

I fråga om svenskflaggade fartyg kan Sverige, enligt den s.k. flaggstatsprincipen, bestämma vad som ska gälla för dessa fartyg oavsett i vilka vatten de går, så länge bestämmelserna är minst lika effektiva för skyddet av miljön som IMO:s regler och normer (artikel 211.2 havsrättskonventionen).

Allmänt om geografisk indelning av vattenområden

I havsrättskonventionen finns detaljerade bestämmelser om bl.a. den geografiska omfattningen av en kuststats sjöterritorium, vilka och hur stora maritima zoner staten får inrätta utanför sjöterritoriet samt vilken folkrättslig regim som gäller inom respektive havsområde. Havsrättskonventionen har implementerats i svensk rätt genom ett antal olika lagar. I lagen (2017:1272) om Sveriges sjöterritorium och maritima zoner regleras de geografiska avgränsningarna för de olika zonerna. Alla vattenområden på land och i havet innanför baslinjerna¹³ räknas som *inre vatten*. Inom detta område är kuststatens suveränitet fullständig i alla hänseenden, och utländska fartyg saknar i princip rätt till s.k. oskadlig genomfart. Hamnar, bukter och flodmynningar omfattas normalt av kuststatens inre vatten. Utanför det inre vattnet sträcker sig *territorialhavet* tolv nautiska mil från baslinjerna. Även i detta vattenområde har Sverige suveränitet, dock med begränsningen vad gäller rätten till oskadlig genomfart (artikel 17 havsrättskonventionen). Tillsammans utgör det inre vattnet och territorialhavet Sveriges sjöterritorium (se bilaga 1).

Vidare finns flera maritima zoner som inte utgör en del av Sveriges sjöterritorium, varav den *ekonomiska zonen* är av intresse vid miljöskyddsreglering. Denna zon, som angränsar till territorialhavet, får högst sträcka sig 200 nautiska mil från baslinjerna. Ingenstans utanför Sveriges kust är dock havsområdet tillräckligt stort för att möjliggöra en svensk ekonomisk zon som sträcker sig 200 nautiska mil från de svenska baslinjerna. Sverige har ingått avtal som fastställer avgränsningslinjer för Sveriges ekonomiska zon med samtliga berörda nio grannstater¹⁴. I den ekonomiska zonen har kuststaten viss jurisdiktion, bl.a. när det gäller skyddet och bevarandet av den marina miljön (artikel 56.2 havsrättskonventionen). Nationella bestämmelser om den ekonomiska zonen finns i lagen (1992:1140) om Sveriges ekonomiska zon och i förordningen (1992:1226) om Sveriges ekonomiska zon.

Inre vatten

Med utgångspunkt i den fullständiga territoriella suveränitet Sverige har inom detta vattenområde, vilken gäller utan några begränsningar, finns möjlighet att i nationell rätt, utöver de internationellt överenskomna bestämmelserna, reglera utsläpp av skrubbevatten och/eller användning av skrubberteknik för alla fartyg som trafikerar Sveriges inre vatten. Om sådana bestämmelser införs ska de offentliggöras och IMO ska underrättas (artikel 211.3 havsrättskonventionen).

¹³ Baslinjerna utgörs av normala eller räta baslinjer i enlighet med Förenta nationernas havsrättskonvention 1982 och vad som i övrigt följer av folkrätten och dras vid en lågvattenlinje utmed kusten på nivån -0,5 meter uttryckt i höjdsystemet RH 2000.

¹⁴ Havsrättsutredningens betänkande, SOU 2015:10, Gränser i havet, s. 287

Territorialhavet

Vad gäller det vattenområde som utgör Sveriges territorialhav får nationella författningar antas för att förhindra, minska och kontrollera havsförorening från utländska fartyg. Som begränsning gäller dock att en sådan författning inte får hindra utländska fartyg från oskadlig genomfart eller inskränka denna rättighet (se artiklarna 211.4 och 24.1 havsrättskonventionen). Således kan kuststaten inom sitt territorialhav ställa egna miljökrav, t.ex. gällande utsläpp av skrubbevatten, dock med beaktande av andra staters rätt till oskadlig genomfart. Det innebär att genomfarten styrs av kuststatens miljöregler.¹⁵

Vad gäller begreppet ”oskadlig genomfart” avses med genomfart en färd genom territorialhavet som är oavbruten och skyndsam men med viss rätt att stoppa och ankra, i syfte att passera utan att inlöpa till inre vatten alternativt inlöpa till eller gå till havs från inre vatten. Genomfarten är oskadlig om den inte stör kuststatens lugn, ordning eller säkerhet (artiklarna 18 och 19.1 havsrättskonventionen). Om ett fartyg i territorialhavet genomför en åtgärd eller deltar i en verksamhet som räknas upp i artikel 19.2, och som bl.a. omfattar avsiktlig och allvarlig förorening i strid med havsrättskonventionen, anses däremot genomfarten störa kuststatens lugn, ordning eller säkerhet (artikel 19.2 h) havsrättskonventionen). I sådana fall har kuststaten rätt att vidta nödvändiga åtgärder för att hindra en sådan genomfart (artikel 25 havsrättskonventionen). Dessa bestämmelser om när en kuststat har rätt att ingripa mot en genomfart som inte är oskadlig till följd av avsiktliga och allvarliga föroreningar torde dock inte gälla för utsläpp av skrubbevatten.

En annan begränsning i havsrättskonventionen som har betydelse för en nationell reglering av utsläpp av skrubbevatten är att författningar till skydd för kuststatens miljö inte ska tillämpas på utformning, konstruktion, bemanning eller utrustning av utländska fartyg, om de inte ger uttryck åt allmänt accepterade internationella regler eller standarder (artikel 21.2 havsrättskonventionen). Av detta följer att det inom territorialhavet inte är möjligt att ensidigt i nationell lagstiftning t.ex. förbjuda eller ställa krav på skrubberteknikutrustningen som installeras på utländska fartyg.

Ekonomiska zonen

Sveriges ekonomiska zon utgör inte en del av Sveriges sjöterritorium. Omfattningen av den jurisdiktion Sverige ändå kan utöva i detta vattenområde inbegriper skydd och bevarande av den marina miljön enligt tillämpliga bestämmelser i havsrättskonventionen (artikel 56.1 b) iii) havsrättskonventionen). I den ekonomiska zonen har andra stater frihet till bl.a. sjöfart, men med hänsynstagande till kuststatens rättigheter och iakttagande av de lagar som kuststaten har antagit (artikel 58 havsrättskonventionen).

Avseende den legislativa jurisdiktionen vad gäller skydd och bevarande av miljön får kuststater i den ekonomiska zonen anta lagar och författningar för att förhindra, begränsa och kontrollera förorening från fartyg som uppfyller och genomför allmänt erkända internationella regler eller normer som fastställts genom behörig internationell organisation (artikel 211.5 havsrättskonventionen). Detta innebär att det rättsliga utrymmet för att anta nationella

¹⁵ Mahmoudi och Langlet, Det rättsliga skyddet av den marina miljön i Östersjön och Nordsjön – gällande internationella och europeiska regler, bilaga 4 till SOU 2008:48, s. 523

miljöskyddsbestämmelser i den ekonomiska zonen i princip endast omfattar sådana bestämmelser som motsvarar allmänt erkända IMO-regler/normer. Än så länge är inte begränsning av utsläpp av skrubbevatten något som det finns bindande regler om inom ramen för IMO-regelverket. Dock finns normer för skrubbevatten angivna i IMO:s riktlinjer om skrubbersystem. Dessa måste anses vara sådana allmänt erkända normer som har fastställts genom behörig internationell organisation. Därmed bedöms en nationell lagstiftning inom den ekonomiska zonen i nuläget inte kunna gå utöver vad som anges i dessa riktlinjer.

Utöver detta finns det en möjlighet för en kuststat att inom ett klart angivet område i den ekonomiska zonen införa vissa restriktioner för sjöfarten vad gäller förorening från fartyg. Det ska då handla om ett område där det, bl.a. på grund av oceanografiska och ekologiska förhållanden, bedöms krävas obligatoriska åtgärder för att förhindra förorening från fartyg. I processen att upprätta ett sådant område ska berörda stater konsulteras och IMO ska förse med tekniska och vetenskapliga bevis. Om kuststaten avser att anta bestämmelser om utsläppsbegränsningar i detta område som går utöver vad som regleras genom IMO ska detta meddelas. Nationella krav avseende utländska fartygs konstruktion, utformning, bemanning eller utrustning får dock inte ställas. Därefter ska IMO inom 12 månader avgöra om det särskilda området får inrättas eller ej. I det fall IMO lämnar sitt samtycke till nationella bestämmelser inom ett särskilt område inom den ekonomiska zonen börjar dessa att gälla 15 månader efter att kuststaten meddelat IMO och försett organisationen med bevis (artikel 211.6 havsrättskonventionen).

Östersjön utsågs den 22 juli 2005 av IMO till ett "Particularly Sensitive Sea Area"¹⁶, vilket är ett sådant särskilt område som avses i artikel 211.6 havsrättskonventionen. Därigenom är det möjligt för Sverige, såsom kuststat, att i den ekonomiska zonen i Östersjön anta t.ex. utsläppsbestämmelser som går utöver vad IMO reglerar. Dock krävs att IMO godkänner en sådan reglering. Utan ett sådant godkännande är det således inte rättsligt möjligt att införa striktare nationella bestämmelser.

Slutsatser om havsrättskonventionen

För att summera är det således möjligt för Sverige att inom inre vatten reglera användning av skrubberteknik och utsläpp av skrubbevatten för både svenska och utländska fartyg. Detta skulle då gälla fartyg som anlöper svenska hamnar. Inom territorialhavet är Sverige begränsad av havsrättskonventionens förbud mot nationella regler om viss teknisk utformning av utländska fartyg, om regeln syftar till att skydda miljön. Det som är möjligt i territorialhavet för kuststaten att reglera, utöver vad som framgår av internationella överenskommelser, är sådana miljökrav som t.ex. innebär att utsläpp begränsas eller förbjuds. Dock får inte fartygs oskadliga genomfart hindras eller inskränkas i territorialhavet. För att enligt havsrätten kunna reglera användning av skrubbrar i ekonomiska zonen krävs princip att det finns normer eller regler framtagna i ett internationellt folkrättsligt sammanhang. Därmed är Sverige i dagsläget begränsade av vad

¹⁶ Designation of the Baltic Sea Area as a Particularly Sensitive Sea Area, Resolution MEPC.136(53)

IMO:s riktlinjer om skrubbersystem anger, vid eventuell reglering i ekonomiska zonen. Övriga möjligheter till reglering måste drivas internationellt.

Regleringar till skydd för miljön

Allmänna bestämmelser i internationell rätt till skydd för miljön

Allmänna skyldigheter att skydda miljön framgår av en rad olika internationella regleringar. I artikel 192 havsrättskonventionen åläggs konventionsstater att skydda och bevara den marina miljön. Denna generella bestämmelse ges mer detaljerat innehåll genom artikel 194.1 vari det stadgas att stater, enskilt eller gemensamt, ska vidta alla nödvändiga åtgärder som är förenliga med havsrättskonventionen för att förhindra, begränsa och kontrollera föroreningar av den marina miljön från alla slags källor. Vidare anges i artikel 195 havsrättskonventionen att staterna, när de vidtar åtgärder för att förhindra, begränsa och kontrollera föroreningar, ska handla på ett sådant sätt att de inte omvandlar en form av förorening till en annan.

Vad gäller skyddet av den marina miljön i Östersjön och Nordsjön regleras det specifikt i Helsingforskonventionen (Helcom)¹⁷ respektive konventionen till skydd av Nordatlantens marina miljö (Ospar-konventionen)¹⁸. Som part till både Helsingforskonventionen och Ospar-konventionen är Sverige som stat bunden av konventionernas förpliktelser gentemot övriga konventionsparter. Detta framgår av den folkrättsliga traktaträtten. De s.k. rekommendationer som arbetas fram inom Ospar och Helcom ses dock inte som rättsligt bindande gentemot respektive konventions parter, men innebär däremot en moralisk skyldighet för Sverige som stat att uppfylla deras innehåll genom exempelvis nationell lagstiftning som medför att syftet med rekommendationen och konventionen nås.

I Helsingforskonventionen finns en allmän förpliktelse för konventionsparterna att, var för sig eller gemensamt, vidta alla erforderliga lagstiftnings-, administrativa eller andra åtgärder för att förhindra och eliminera förorening i syfte att främja återställandet av Östersjöområdet och bevarandet av dess ekologiska balans. Ett liknande åliggande finns i Ospar-konventionen, men med syftena att värna människors hälsa och bevara de marina ekosystemen i det område som konventionen omfattar. I båda konventionerna anges att försiktighetsprincipen ska tillämpas vid t.ex. utsläpp av ämnen i vattnet, vilket innebär att förebyggande åtgärder ska vidtas när det finns anledning att anta att ämnen som släpps ut i den marina miljön kan medföra risker för bl.a. människors hälsa och skada levande resurser och marina ekosystem. Detta även om det inte finns några avgörande bevis för ett orsakssamband mellan utsläpp och deras påstådda effekter.

Regleringar kring svavelhalt i bränsle och skrubberteknik

MARPOL

De internationellt överenskomna bestämmelserna om svavelhalten i marint bränsle finns i annex VI till MARPOL-konventionen, där luftföroreningar från fartyg regleras. Här finns även en bestämmelse som tillåter användandet av en

¹⁷ 1992 års konvention om skydd av Östersjöområdets marina miljö, SÖ 1996:22

¹⁸ Konventionen för skydd av den marina miljön i Nordostatlanten, SÖ 1994:25

alternativ metod för att minska luftföroeningarna vad gäller svaveldioxid¹⁹. Installation av skrubbrar utgör en sådan alternativ metod. Detta är dock ingen tvingande bestämmelse, utan det är upp till varje konventionsstat om man vill tillåta möjligheten att installera skrubbrar ombord på fartyg som en metod för att minska svaveldioxidutsläppen. Vidare anges att IMO:s riktlinjer om skrubbersystem bör följas och att man vid tillåtandet av en alternativ metod ska eftersträva att miljö eller människors hälsa inte skadas. IMO:s riktlinjer ger vägledning bl.a. i fråga om utsläppskriterier som bör tillämpas för skrubbevatten. Gränsvärden har häri angetts för pH-värde, fenantrenequivivalent för PAH:er, turbiditet och nitrater. Vad gäller bl.a. tungmetaller anges endast att behandlingssystem för skrubbevatten bör utformas så att partiklar minimeras.

Svaveldirektivet

Inom EU implementeras MARPOL:s svavelbestämmelser genom svaveldirektivet. Liksom i MARPOL tillåts fartyg att använda sig av alternativa utsläppsminskningmetoder. Skillnaden är dock att enligt artikel 8 i svaveldirektivet ska medlemsstaterna tillåta utsläppsminskningmetoder i de hamnar, territorialhav, exklusiva ekonomiska zoner och utsläppskontrollområden som hör till respektive medlemsstat och som uppfyller kraven som anges i direktivet, vilka framgår av direktivets bilaga II.

Dessa krav motsvarar i princip IMO:s riktlinjer om skrubbersystem, dock med tillägget att skrubbevatten från system som använder kemikalier inte får släppas ut om det inte kan visas att skrubbevattnet inte har några betydande effekter på och inte utgör någon risk för människors hälsa och miljö. Enligt svaveldirektivet saknas det därmed utrymme för medlemsstaterna att, inom de områden där direktivet är tillämpligt och under förutsättning av direktivets krav för användning följs, själva besluta om utsläppsminskande metoder ska vara tillåtna eller inte. Detta då svaveldirektivet innehåller en rättslig förpliktelse.

Kommissionen har emellertid i en rapport uttalat sig om förhållandet mellan svaveldirektivet å ena sidan och försämringen av havs- och vattenmiljön till följd av utsläpp i havet och/eller andra skyldigheter under direktiv såsom vattendirektivet, å andra sidan²⁰. I rapporten framhålls att under inga omständigheter får användningen av alternativa metoder för att uppfylla gränsvärdena för svavelhalt i medlemsstaternas farvatten leda till negativa effekter på andra områden, t.ex. havs- och vattenmiljön, till följd av förorenande utsläpp i havet. Detta anges också i skäl 34 till svaveldirektivet. Även om medlemsstaterna tillåter användningen av alternativa metoder för att fullgöra skyldigheterna i direktivet befrias de inte från sina skyldigheter enligt annan EU-lagstiftning, såsom vatten- och havsmiljödirektiven.

Svavelförordningen

Svaveldirektivet är införlivat i svensk rätt genom svavelförordningen (2014:509). I 20-23 §§ regleras svavelhalten i marint bränsle i enlighet med bestämmelserna i svaveldirektivet. Vidare i 24 § stadgas att fartyg får använda bränslen med högre svavelhalt än tillåtet om en utsläppsminskningmetod används. Detta gäller dock

¹⁹ MARPOL annex VI regel 4.1

²⁰ Rapport från Kommissionen till Europaparlamentet och Rådet om genomförandet och efterlevnaden av de svavelkrav för marina bränslen som föreskrivs i direktiv (EU) 2016/802 om att minska svavelhalten i vissa flytande bränslen, den 16 april 2018, COM(2018) 188 final.

med begränsningen att om svavelhalten i bränslet överstiger 3,50 procent måste rökgasen tvättas i ett slutet system. Utsläpp av skrubbervatten regleras i 27 § svavelförordningen på så sätt att skrubbervatten får släppas ut i havet endast om det kan visas att skrubbervattnet inte har någon betydande effekt på och inte utgör någon risk för människors hälsa eller miljön. Detta gäller även utsläpp i skyddade hamnar eller flodmynningar.

27 § svavelförordningen, vilken införlivar bilaga II till svaveldirektivet, handlar om vilka krav som kan ställas på det skrubbervatten som en skrubber släpper ut. Det kan dock konstateras att det som anges i 27 § svavelförordningen inte helt överensstämmer med direktivets kriterier i bilaga II för användning av skrubbersystem på så sätt att det i 27 § inte har förts in någon begränsning om att det ska röra sig om skrubbersystem som använder kemikalier samt att kravet angående pH-värde saknas. Jämfört med förslag till ny 12 e § i förordningen (1998:946) om svavelhaltigt bränsle²¹, vilken gällde tidigare och senare ersattes av svavelförordningen (2014:509), har ordalydelsen, i dagens 27 §, ytterligare rört sig från direktivets bilaga II.

Både Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen har yttrat sig i remissvar fråga om förslaget till införande av 12 e § förordningen om svavelhaltigt bränsle. Havs- och vattenmyndigheten påpekade i sitt remissvar²², att bestämmelsen är svårtillämpbar i praktiken då det inte är tydligt vem som har ansvaret för att visa att bestämmelsens krav är uppfyllt och inte heller hur efterlevnaden ska kontrolleras. Vidare menar Havs- och vattenmyndigheten att det i stort sett är omöjligt att visa att det tvättvatten som släpps ut inte utgör ”någon betydande effekt på och inte utgör någon risk för människors hälsa eller miljön”. Transportstyrelsen påpekade i sitt remissvar²³ att man ansåg att skrivningen i direktivets bilaga II skulle användas.

Mot denna bakgrund kan det konstateras att den befintliga utsläppsbestämmelsen i 27 § svavelförordningen är svårtillämpbar och heller inte, såvitt Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen känner till, i praktiken tillämpas. Dessutom rör det sig om ett fall där det förefaller råda diskrepans mellan direktivets ordalydelse och den svenska bestämmelsen. Med anledning av detta kommer därför i det följande inte vidare beaktas vad som stadgas om utsläpp av skrubbervatten i 27 § svavelförordningen.

Vatten- och havsmiljödirektiven

Genom medlemskapet i EU är Sverige bundet av flertalet regler och direktiv. De direktiv som främst är av intresse här är havsmiljödirektivet och vattendirektivet, vilka redan nämnts. Dessa innehåller inte någon direkt koppling till hur en medlemsstat ska/kan reglera sjöfart eller sjöfartens miljöpåverkan utan syftar till

²¹ Förslag till 12 e §: ”När ett avgasreningssystem används som innebär att rökgasen tvättas med hjälp av kemikalier, tillsatser eller blandningar (skrubberteknik), får tvättvattnet släppas ut i havet endast om det kan visas att tvättvattnet inte har någon betydande effekt på och inte utgör någon risk för människors hälsa eller miljön. Detta gäller även utsläpp i havet som sker i skyddade hamnar eller flodmynningar.”

²² Havs – och vattenmyndigheten: Svar på remiss – Promemoria om ändring i förordningen (1998:946) om svavelhaltigt bränsle (2014-03-19)

²³ Transportstyrelsen; Remissvar 2014-04-30 Ändring i förordning (1998:946) om svavelhaltigt bränsle samt i förordningen (1998:940) om avgifter för provning och tillsyn enligt miljöbalken.

att uppnå god status i havs- och vattenmiljö samt skydda arter och habitat. Direktiven ålägger medlemsstater skyldigheter att skydda den marina miljön genom att möjliggöra god miljöstatus och har således syftet att även skapa förutsättningar för att sjöfarten är förenlig med god miljöstatus. Dessa regelverk och direktiv utgör en grund för hur miljöpåverkan från olika aktiviteter får regleras i medlemsstaterna. Nedan följer en genomgång av vatten- och havsmiljödirektiven.

Vattendirektivet

Vattendirektivet är tillämpligt för inlandsvatten och marint vatten ut till och med 1 nautisk mil från baslinjen. Direktivet syftar till att nå minst god ytvattenstatus i alla ytvatten inom unionen och det har genomförts i svensk rätt genom 5 kap. miljöbalken (om miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram), vattenförvaltningsförordningen (2004:660) och genom föreskrifter meddelade av Havs- och vattenmyndigheten, Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) och de fem vattenmyndigheterna. Påverkan på miljö kvalitetsnormer i inre vatten på grund av utsläpp hanteras helt inom ramen för vattendirektivet och de miljö kvalitetsnormer som vattenmyndigheterna fastställt för kemisk ytvattenstatus och ekologisk status (där kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen ingår i den sistnämnda). Vattendirektivets dotterdirektiv, det s.k. prioämnesdirektivet²⁴, innehåller de EU-miljö kvalitetsnormer som ska gälla inom EU gäller för utpekade farliga ämnen. Dessa är införda som gränsvärden i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter²⁵. I vattendirektivet finns också möjlighet för länderna att inom definitionen av god ekologisk status även ange så kallade särskilda förorenande ämnen (SFÅ) inklusive gränsvärden för dessa. Havs- och vattenmyndigheten har föreskrivit om potentiella särskilda förorenande ämnen och bedömningsgrunder för dessa. Det hänvisas till de båda typerna av ämnen även i arbetet med havsmiljödirektivet. Bland de ämnen som ingår, och som är av intresse för detta uppdrag då de återfinns i tvättvatten från skrubbers, är bl.a. bly, koppar, zink, PAH:er samt nitrater som verkar övergödande. Detta är ämnen som är av relevans för antingen genomförandet av vatten- eller havsmiljödirektivet eller båda. Nitrat utgör dock inte vare sig ett prioriterat eller potentiellt särskilt förorenande ämne, men ingår vid bedömning av kvalitetsfaktorn näringsämnen som ingår i ekologisk status. I dotterdirektivet slås också fast att medlemsstaterna måste se till att koncentrationen av ämnen i sediment och biota inte ökar dramatiskt (art. 3.6). I preambeln till samma direktiv anges även att försiktighetsprincipen bör gälla och att förorening ska stoppas vid själva källan²⁶.

Vattendirektivet förbjuder försämring av vattenkvaliteten på så sätt att en verksamhet som medför en försämring av ekologisk eller kemisk status eller äventyrar vattendirektivets mål (art. 4.1), inte får ske. Detta har klargjorts i den s.k. Weserdomen²⁷, som slår fast att det räcker med att en kvalitetsfaktor (av de

²⁴ Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG

²⁵ Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten

²⁶ preambelpunkterna 1 och 2 i direktiv 2008/150/EG.

²⁷ EU-domstolens förhandsavgörande 2015-07-01 i mål C-461/13

som ingår i ekologisk status) försämras för att en statusförsämring ska anses ha skett. Av denna dom framgick också att inte heller försämring av kemisk status får ske, medan det inte av utgången framgick lika tydligt vad som utgör en sådan försämring av kemisk status.

Havsmiljödirektivet

Målet med havsmiljödirektivet är att uppnå och upprätthålla god miljöstatus i EU:s havsområden. I detta syfte ska marina strategier utarbetas och genomföras för att bl.a. förhindra och minska utsläpp i den marina miljön med ett långsiktigt syfte att fasa ut vissa föroreningar. Havsmiljödirektivet har på samma sätt som vattendirektivet implementerats i svensk lagstiftning genom 5 kap. miljöbalken och även genom havsmiljöförordningen (2010:1341) och föreskrifter från Havs- och vattenmyndigheten. Havsmiljödirektivets geografiska tillämpningsområde omfattar området från kustlinjen till och med den ekonomiska zonen. För vissa miljöaspekter överlappar havsmiljö- och vattendirektivet varandra i området närmast kusten och det är då förenklat sagt vattendirektivets bestämmelser som ska tillämpas.

Målet god miljöstatus är i sig en miljökvalitetsnorm i Sverige²⁸. Vad god miljöstatus innebär rent konkret definieras i föreskrifter från Havs- och vattenmyndigheten²⁹. Om skrubbevatten som släpps ut efter behandling innehåller farliga ämnen är detta en påverkan som, beroende på mängden fartyg som använder tekniken, omfattning av såväl utsläppt vatten och vilket innehåll av vissa utpekade farliga ämnen detta vatten har, kan ingå i bedömningen av god miljöstatus.

De ämnen som man tittar på vid bedömningen av god miljöstatus framgår av indikator 8.1A *Halter av farliga ämnen* och motsvarar de som används för att bedöma god kemisk ytvattenstatus. Därutöver är vissa av de potentiellt särskilda förorenande ämnena aktuella.

Det finns även en separat miljökvalitetsnorm B.1 med lydelsen *Tillförsel av farliga ämnen från mänsklig verksamhet ska minska tills den inte orsakar halter av farliga ämnen som förhindrar att god miljöstatus uppnås*. För att bedöma om denna norm kan följas finns tre indikatorer man behöver titta på och analysera påverkan på och bland dem är indikatorn B.1.1 *Farliga ämnen i biota relevant i detta sammanhang*. Bland de ämnen som ligger till grund för bedömning av trend i biota enligt indikatorn återfinns bland annat bly och PAH. Normen B.1 tillämpas bara i utsjön, medan vattenförvaltningens miljökvalitetsnorm för kemisk ytvattenstatus och kvalitetsfaktorn särskilda förorenande ämnen med motsvarande innehåll tillämpas i kustvatten.

Även miljökvalitetsnormen B.2 med lydelsen: *Farliga ämnen i havsmiljön som tillförs genom mänsklig verksamhet får inte orsaka negativa effekter på biologisk mångfald och ekosystem* är relevant här. För att bedöma om denna norm kan följas finns tre indikatorer man behöver titta på och analysera påverkan på. Dessa

²⁸ 17 § havsmiljöförordningen

²⁹ Bilaga 2 till Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2012:18) om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljökvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön

handlar bland annat om skaltjocklek hos havsörn, samt reproduktionsstörningar hos vitmärta och tånglake.

Om utsläpp av skrubbevatten skulle riskera att sätta miljö kvalitetsnormer för havsmiljön inte kan följas och detta inte hindras av nationell lagstiftning skulle Sverige som medlemsstat teoretiskt kunna ställas till svars för detta. Detta är dock mindre sannolikt när det gäller motsättningar i förhållande till globala regelverk. Vad kraven på åtgärd är i det fall som internationell utsläppsstandard (t.ex. enligt IMO-reglering) ställs i motsatsförhållande till direktivet är därför inte helt självklart. Havsmiljöförordningen har dock förutsett denna typ av konflikter och i 38 § anges att om ett problem relaterat till svårigheter att uppnå god miljöstatus har samband med bl.a. ett internationellt avtal, ska Havs- och vattenmyndigheten informera regeringen om detta och till regeringen lämna ett sådant underlag eller sådana rekommendationer som regeringen sedan förutses lämna till EU-kommissionen. Tanken är att man i dessa fall gemensamt ska verka för en justering av den globala regleringen så att den negativa påverkan på den marina miljön minskar.

Slutsatser kring hur regleringar till skydd för miljön förhåller sig till varandra

Således finns det flera regleringar som anknyter till skrubberteknik på olika sätt. Kommissionen har noterat en potentiell konflikt mellan t.ex. svaveldirektivet och havsmiljö- och vattendirektiven. Kommissionen har fastslagit att skyldigheter gällande miljön under andra direktiv inte får äventyras genom svaveldirektivets krav om att medlemsstater ska tillåta alternativ till lågsvavligt bränsle.

Det är inte möjligt att finna stöd direkt i direktiven för reglering av skrubbevattenutsläpp. Snarare får man se till direktivens syften och mål gällande vattenkvalitet. Om den äventyras ska medlemsstaten på olika sätt agera för att en konstaterad belastning ska begränsas. Det är då detta som kan utgöra grund för att reglera skrubbevattenutsläpp nationellt, och därvid utgöra skäl för att frångå svaveldirektivets krav om att tillåta användningen av skrubberteknik.

Exempel på reglering i svenska hamnar och andra länder

Svenska hamnar

Hamnverksamhet är en miljöfarlig verksamhet som omfattas av miljöbalken (1998:808). Hamnar som medger trafik med fartyg som har en bruttodräktighet över 1 350 är tillståndspliktiga. Tillståndsgivare är länsstyrelsen och tillsynen är i de flesta fall delegerad till kommunernas miljö- och hälsoskyddsnämnder.

För varje hamn finns en s.k. hamnordning, med stöd av ordningslagen (1993:1617)³⁰, som innehåller lokala föreskrifter för ordning och säkerhet inom hamnområdet. Hamnordningen gäller inom de allmänna hamnområdena i kommunen och innehåller trafikbestämmelser, regler gällande förtöjning, förhalning, förflyttning, anmälningsskyldighet, lastning, lossning och

³⁰ Hamnar som ägs eller förvaltas av kommunen eller av ett helägt kommunalt hamnbolag får, enligt 3 kap. 10 § ordningslagen, meddela föreskrifter om den ordning och säkerhet som behövs med hänsyn till den verksamhet som bedrivs i hamnen. Föreskrifterna ska ange det område i vatten och på land inom vilket föreskrifterna gäller.

uppläggnings av gods, särskilda ordningsföreskrifter samt ansvarsbestämmelser. Hamnens myndighetsutövning (vilken delegeras från kommunen) är begränsad och gäller t.ex. rätt att förflytta ett fartyg inom hamnen.

Vid kontakt med branschföreningen för Sveriges hamnar, har det visat sig att arbetet med eventuell skrubberreglering inte är koordinerat mellan svenska hamnar, men att man för en viss diskussion i ”miljönätverk”. Det finns idag inga generella riktlinjer om skrubbevatten inom Sveriges hamnar.

Trelleborgs hamn

Trelleborgs hamn har antagit en ny hamnordning som gäller från den 1 januari 2020³¹. Man har i avsnittet som rör ”åtgärder mot föroreningar” infört ett absolut förbud mot utsläpp av skrubbevatten i hamnens hamnbassäng.

Åtgärder mot förorening och uppgrundning m m

§ 28 Om åtgärder mot vattenförorening är föreskrivet i : 1. Lag 1980:424 om åtgärder mot vattenföroreningar från fartyg. 2. Regeringsförfordning (1980:789) om åtgärder mot vattenförorening från fartyg. 3. Transportstyrelsens föreskrifter om åtgärder mot vattenförorening från fartyg.

§ 29 Vatten eller förorening får inte släppas ut från fartyg på hamnplan eller på andra fartyg i hamnen, ej heller är det tillåtet att släppa ut skrubbevatten från reningsanläggningar ombord i hamnbassängen.

Göteborgs hamn

Göteborgs hamn kommer inom kort att införa följande text i sin hamnordning;
” Inom hamnområdet får inget förorenat vatten släppas ut. Scrubberanvändning för avgasrening är endast tillåten om scrubbern körs i closed loop mode.”

Göteborgs hamn har genom samarbetsorganisationerna Sveriges Hamnar och The European Sea Ports Organisation (ESPO) rekommenderat EU-kommissionen att driva frågan inom IMO. Göteborgs hamn anser att utsläpp från öppna skrubbrar inte skall vara tillåtet i hamnar och kustnära vatten samt att frågan på sikt bör regleras på internationell nivå. I väntan på detta så införs denna restriktion på hamnivå.

Brofjorden

Brofjordens hamn (privatägd av Preem) har förbjudit både open och closed loop skrubbrar innanför fyrarna, vilket betyder att fartyg som går in till Brofjorden måste byta till diesel eller lågsvavelbränsle innan de når hamnområdet, istället för att använda skrubbersystem. Denna information går ut till fartygsagenter och vidare till rederier som anlöper Brofjorden. Hamnen har dock inte formaliserat reglerna, men planerar göra så i någon form.

Slutsats om svenska hamnar

Ett fåtal svenska hamnar har nyligen infört lokala förbud mot utsläpp av skrubbevatten inom hamnbassängen. Exempel på det är Trelleborgs hamn som fört in ett utsläppsförbud i sin hamnordning och Brofjorden som har meddelat fartygsagenter och andra att skrubberanvändning inte är tillåten. Någon nationell samordning eller bakomliggande reglering finns inte i dagsläget.

³¹ <https://www.trelleborgshamn.se/wp-content/uploads/2020/01/Hamnordning-G%C3%A4llande-fr%C3%A5n-1-januari-2020.pdf>

Tyskland

Tyskland är ett av de länder som studerat effekterna av utsläpp av skrubbevatten och valt att införa regleringar på området. Den tyska sjöfartsmyndigheten BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie) har 2014 genomfört studier av påverkan från utsläpp av skrubbar. Även under åren 2016-2019 har analysprojekt genomförts. Den tyska miljömyndigheten Umwelt Bundesamt har skrivit omfattande rapporter 2015³² och 2019³³. Under 2020-2023 pågår ett större projekt för att analysera den kemiska och giftrelaterade påverkan som skrubberteknik står för.

Tyska nationella regler

Tyskland är part till MARPOL och har infört motsvarande Annex VI samt IMO:s riktlinjer för skrubbersystem i tysk nationell lag. Framst sker detta genom §13 (7) i See-Umweltverhaltensverordnung (SeeUmwVerhV):

The discharge of wash water from exhaust gas cleaning systems (scrubbers) is prohibited, unless it can be proved that the wash water fulfils the criteria of the IMO guidelines for exhaust gas cleaning systems 2009 MEPC.184(59) and – in the case that caustic soda is used – that the pH value does not exceed 8,0. Such a proof may be presented in form of a valid approval as well as a documentation of the proper operation of the system.

Denna regel tar sikte på just det som anges i IMO:s riktlinjer om skrubbersystem, nämligen själva utsläppet. SeeUmwVerhV implementerar därmed IMO:s riktlinjer för skrubbersystem samt svaveldirektivet. Denna nationella lagstiftning gäller i farleder i territorialhavet men inte för hamnar. Regeln gäller också i den tyska ekonomiska zonen, såtillvida att det inte går att visa att utsläppen inte har en betydande påverkan på människor och miljö. Observera att det således, i den ekonomiska zonen för att kunna använda skrubberteknik där kemikalier ingår samt släppa ut skrubbevatten, räcker att påvisa att utsläppen uppfyller IMO:s riktlinjer för skrubbersystem.

Vidare finns Wasserhaushaltsgesetz (WHG) (Eng. *Water Resources Act of July 31, 2009*) som bland annat reglerar tillstånd för utsläpp i vatten.

Regionalt

Tyskland har även redan 2014 infört en regional reglering tillsammans med övriga länder omkring floden Rehn genom CDNI-konventionen³⁴:

Art. 3. Abs. 2 on conjunction with Annex 2, Part c, Chapter VIII, Art.9,01 on conjunction with Art. 8.01 CDNI the discharge of wash water resulting from exhaust gas cleaning systems (scrubbers) is prohibited on all inland water ways, other than the German part of Lake Constance and the Rhine River located above Thenefeld, and on ports located on inland water ways³⁵.

Konventionen förbjuder alla typer av avfallsutsläpp. Genom att klassificera skrubbevatten som avfall relaterat till fartygens drift, förbjuds utsläpp av skrubbevatten på de vattenvägar som omfattas av konventionen. Detta får

³² Umwelt Bundesamt 65/2015: Impacts of Scrubbers on the environmental situation in ports and coastal waters

³³ Umwelt Bundesamt 09/2019: Rechtliche Vorgaben zum Umgang mit Schiffsabwasser

³⁴ Convention on the Collection, Deposit and Reception of Waste Generated during Navigation on the Rhine and Other Inland Waterways

³⁵ (Tysklands BSH S4; BMV) 17/15)

därmed ses som ett absolut förbud mot utsläpp från skrubberteknik och till skillnad från SeeUmwVerhV fastställer regeln inga gränsvärden. CDNI riskerar därmed att komma i konflikt med svaveldirektivet, som innehåller en skyldighet för EU:s medlemsstater att tillåta skrubberteknik. I en sådan konflikt mellan CDNI och svaveldirektivet förefaller tyska myndigheter bedöma att EU-rätten ha företräde och CDNI:s utsläppsförbud tillämpas därför inte. Konflikten uppstår i de fall svaveldirektivet och CDNI samtidigt är tillämpbara. Så är fallet i hamnar och inre vattenvägar vilka länkar hamnar till öppet hav. I övriga inre vatten gäller alltså CDNI:s absoluta förbud.

För att tydliggöra går vi nedan igenom tyska regleringar gällande skrubberteknik i inre vattenvägar, farleder till havs, hamnar territorialvatten samt ekonomisk zon.

Inre vatten och inre vattenvägar samt territorialhav

Som nämnts ovan gäller den regionala konventionen CDNI för delar av inre tyska vattenvägar och utgör där ett totalförbud för utsläpp av avfall från fartyg, vari utsläpp från skrubbersystem inkluderas. Tyskland har förutom CDNI även lagstiftningen WHG, nämnd kort ovan. WHG gäller på inre vattenvägar inkluderande hamnar i inre vatten i anslutning till farleder samt tyskt territorialvatten, med begränsning av EU-direktiv. WHG överlappar därmed med CDNI och i viss mån svaveldirektivet. Utsläpp av vatten från skrubbrar (öppen eller stängd skrubber) utgör en sådan påverkan och användande av vatten som kräver tillstånd av myndighet under WHG³⁶. I Tyskland menar man att utsläpp av skrubbervatten med den kunskap som finns generellt sett inte kan ses som en sådan markant försämring av en vattenmassas status (kategoriförsämring) som avses i vattendirektivet och har fastslagits inom EU-praxis, varför utsläpp från skrubbersystem kan tillåtas under WHG:s tillståndsprocess³⁷.

Tyska hamnar

Med undantag för s.k. federala hamnar är de tyska hamnarna att se som farleder tillhörande förbundsstaterna. Sådana hamnar som är öppna för sjöfart och ligger i anslutning till inre vattenvägar (t.ex. Hamburg och Bremen) faller under CDNI. Således gäller i dessa hamnar absolut förbud mot utsläpp av skrubbervatten. Detta gäller inte federala hamnar som ligger i anslutning till havsfarleder (Puttgarden och Wilhelmshaven).

Farleder till havs

I farleder till havs gäller inte CDNI utan istället den nationella lagen SeeUmwVerhV 13 § (nämnd ovan). 13 § innebär att utsläpp av tvättvatten från rökgasrening är förbjudet i farleder (undantaget hamnar som ligger så att de är länkade till havsfarleder. Detta är alltså en något mildare hållning mer i linje med svaveldirektivet jämfört med den striktare CDNI. SeeUmwVerhV ger en möjlighet att tillåta utsläppsreducerande metoder, såsom definierats i svaveldirektivet. Användning av skrubbrar kan tillåtas om villkoren, vilka även de facto inkluderar kriterierna för utsläppsvatten i svaveldirektivet, uppfylls.

Tysk ekonomisk zon

³⁶ §8 (1) WHG och Umwelt Bundesamt, Rechtliche Vorgaben um Umgang mit Schiffsabwasser s. 30

³⁷ Umwelt Bundesamt, Rechtliche Vorgaben um Umgang mit Schiffsabwasser s. 30

I ekonomisk zon gäller endast den federala lagen SeeUmwVerhV, baserad på svaveldirektivet, eftersom WHG och CDNI inte är tillämpliga. Därför krävs inte tillstånd för utsläpp av skrubbevatten.

Sammanfattning Tysklands reglering

Således har Tyskland infört regler i nationella lagar i de vatten där man har jurisdiktion, med de begränsningar som svaveldirektivet anger. Det kan påpekas att dessa regler tillkom innan dess att Kommissionen berörde motsättningen mellan svaveldirektivet å ena sidan och vatten- och havsmiljödirektiven å andra sidan.

Sammanfattningsvis gäller alltså endast förbudet mot utsläpp av skrubbevatten enligt SeeUmwVerhV i den ekonomiska zonen och farleder till havs (territorialhavet)³⁸. Tyskland har utgått från IMO:s riktlinjer för skrubbersystem och MARPOL Annex VI hänvisning till svaveldirektivet, som inkluderar tidigare nämnda gränsvärden för godkännande av utsläpp av skrubbevatten.

I inre vatten och territorialhavet har man genom den regionala överenskommelsen CDNI samt genom WHG:s tillståndsreglering mer strikta regler. Här förbjuds utsläpp av skrubbevatten. Dock med vissa undantag för hamnar som ligger i anslutning till större farleder samt federala hamnar.

Det är tydligt att Tyskland tagit fasta på internationella förpliktelser och särskilt svaveldirektivet med tillhörande bilagor, när de satt upp sitt system för att reglera och försökt begränsa negativ effekt på miljön från utsläpp av skrubbevatten.

Norge

Norge har infört totalt teknikförbud³⁹ men endast i vissa UNESCO-skyddade fjordar. Detta är genomfört i samma inhemska lagstiftning som implementerar MARPOL Annex V och VI. MARPOL Annex VI reg. 14 och 4 gäller i Norge då de är part i MARPOL. Norge är medlem i Europeiska Ekonomiska Samarbetet (EES) varför viss del av EU:s marknadsregler tillämpas i Norge. Således har man infört delar av svaveldirektivet i nationell lagstiftning. Främst är det lagstiftningen Norwegian Maritime Authority Regulations of 30 May 2012 No. 488 on environmental safety for ships and mobile offshore units⁴⁰, vilken uppdaterats den 1 mars 2019 med kompletterande regler kring skrubbrar, som är aktuell. Sektion 12, 13 och 14 är särskilt relevanta i sammanhanget och återges delvis i officiell engelsk översättning nedan.

Norge har därigenom i världsarvsskyddade fjordar genom nationell lagstiftning infört restriktioner som anger att fartyg, i dessa inre vatten, antingen ska använda 0,10 % svavelbränsle, använda s.k. ”closed loop system” eller använda andra system (semi closed) i stängt läge. Norge har valt att reglera detta i den avdelning där avloppsvatten från sjöfart och offshore-verksamhet regleras generellt. Relevanta sektioner nedan.

Section 13

³⁸ Umwelt Bundesamt, Rechtliche Vorgaben um Umgang mit Schiffsabwasser s. 31

³⁹ <https://www.sdir.no/en/shipping/legislation/regulations/environmental-safety-for-ships-and-mobile-offshore-units1/>

⁴⁰ <https://www.sdir.no/en/shipping/legislation/regulations/environmental-safety-for-ships-and-mobile-offshore-units1/>

The sulphur content of fuel oil used on board while a ship is securely moored at berth or at anchor in port for more than 2 hours shall not exceed 0.10% m/m.

Section 14b

Special rules regarding emission of sulphur oxides (SOx) from ships in the world heritage fjords Ships in the world heritage fjords shall use either:

- a) fuel with a sulphur content not exceeding 0.10% by weight; or;*
- b) an approved closed loop exhaust gas cleaning system; or*
- c) an approved hybrid exhaust gas cleaning system in closed loop mode. Ships using an exhaust gas cleaning system to meet the sulphur requirement are required to use a device for reducing visible emissions to air.*

Norge haft lokala förutsättningar och behov av skydd lokalt i dessa fjordar som utgångspunkt. Det är Norwegian Maritime Authority (NMA) som, efter en begäran av Miljö- och Klimatdepartementet⁴¹, utarbetat underlag och förslag till miljöskydd, av vilket skrubberutsläpp endast är en del. Detta har man gjort trots att beställda rapporter inte särskilt pekat ut skrubbervattenutsläpp och open loop-system som särskilt stor miljörisk. Dock har Norwegian Environmental Agency, i rapportering angett att öppna skrubbersystem förbjuds p.g.a. risken för ackumulering av PAH:er och tungmetaller⁴². Vidare har NMA i en särskild skrivelse den 9 maj 2018⁴³ angett att man inte anser det särskilt sannolikt att utsläpp leder till toxisk effekt men att man inte kan utesluta att tungmetaller ackumuleras i inre delar av fjordar över tid. Norge anger i samma rapport att man stödjer det internationella arbetet i IMO för ett globalt regelverk, men då dessa inte blir retroaktiva och är tidskrävande processer anser man det nödvändigt att innan dess skapa dessa lokala regler till skydd för vissa geografiskt avgränsade inre vatten med speciella skyddsbehov.

Regleringsmöjligheter av skrubbervattenutsläpp i nationell rätt

Miljöregleringen för sjöfarten finns huvudsakligen i lagen (1980:424) om åtgärder mot förorening från fartyg (LÅFF) och i förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg (FÅFF) samt i Transportstyrelsens föreskrifter och allmänna råd (TSFS 2010:96) om åtgärder mot förorening från fartyg. Inför miljöbalkens tillkomst gjordes en genomgång av då gällande lagar med miljöanknytning. LÅFF är ett exempel på miljölagstiftning som inte bedömdes vara lämplig att arbetas in i balken. Lagen ansågs vara specifikt utformad för att tillämpas på sjörättsliga förhållanden, och dess regelverk ansågs skilja sig i väsentliga avseenden från lagstiftning om förebyggande, begränsning och kontroll av miljöstörningar från landbaserade anläggningar och verksamheter⁴⁴.

⁴¹ <https://www.sdir.no/en/news/news-from-the-nma/to-prepare-a-set-of-rules-for-discharge-and-emission-in-world-heritage-fjords/>

⁴² Norwegian Maritime Authority Circular DATE: 3/1/2019 -Amendments to the Regulations on environmental safety for ships and mobile offshore units-
<https://www.sdir.no/en/shipping/legislation/directives/amendments-to-the-regulations-on-environmental-safety-for-ships-and-mobile-offshore-units/>

⁴³ Norwegian Maritime Authority Circular DATE: 3/1/2019 -Amendments to the Regulations on environmental safety for ships and mobile offshore units-

⁴⁴ Miljöbalksutredningens huvudbetänkande, SOU 1996:103, s. 217, samt Oljeutsläppsutredningens betänkande SOU 1998:158, ss. 373-375

Mot bakgrund av dessa två parallella miljöregleringar redogörs i detta avsnitt för regleringsmöjligheter som kan aktualiseras för att reglera skrubbervattenutsläpp och/eller användning av skrubberteknik i nationell rätt, dels genom miljölagstiftningen inom ramen för miljöbalken och dels genom föreningslagstiftningen som gäller specifikt för sjöfarten. Vidare redogörs för andra regleringsmöjligheter som finns i svensk rätt, vilka indirekt kan ha en påverkan på utsläpp av skrubbervatten.

Miljöbalken

Då sjöfarten till sin karaktär är rörlig och internationell regleras den huvudsakligen genom internationella konventioner, vilka i Sverige inte införts genom miljöbalken, utan i andra sjöfartsrelaterade författningar. Trots att sjöfarten inte regleras specifikt i miljöbalken gäller miljöbalkens allmänna hänsynsregler och övriga i miljöbalken förekommande materiella krav även för framdriften av fartyg. Miljöbalkens materiella regler gäller enligt huvudregeln med vissa undantag all miljöpåverkande verksamhet och utgör en miniminivå⁴⁵. Uttryckliga undantag finns för viss påverkan (exempelvis förorening från olja) från sjöfart från miljöbalken med hänvisning till sjölagen (jmf. 10 kap. 19 § miljöbalken). Som huvudregel, med undantag för bland annat dumpning av avfall, Natura 2000-skyddade områden och allvarliga miljöskador, tillämpas miljöbalken endast inom svenskt territorium.

Sjöfarten tillståndsprövas inte under miljöbalkens regler och sjöfart räknas inte heller till sådan miljöfarlig verksamhet som definieras i balken. När det gäller hamnar är dessa i sig tillståndspliktiga när de medger mottagande av större fartyg och verksamheten prövas som miljöfarlig verksamhet och/eller vattenverksamhet. Det är inte framförandet av fartygen i sig som prövas utan själva hamnens verksamhet. Dock har rättsfall gällande miljötillsyn visat att tillsynsåtgärder kan riktas mot fartygsägare i det fall miljö kvalitetsnormen för luft i Helsingborgs kommun överskrids och fartygen väsentligt bidrar till överskridandet⁴⁶. Utifrån detta rättsfall torde en kommunal miljönämnd ha möjlighet att utöva tillsyn enligt miljöbalken även i fall där fartyg i hamn bidrar till ett överskridande av fastställda miljö kvalitetsnormer för vattenmiljön. Dock kan det påpekas att miljötillsyn ifråga om fartygs skrubbervattenutsläpp antagligen är svår att genomföra i praktiken eftersom det är svårt att visa att det är ett visst fartygs utsläpp som bidrar till att miljö kvalitetsnormer för vatten överskrids och därigenom går det inte att visa att ett tillsyns ingripande är befogat. Det kan även uppmärksammas att det i MÖD-fallet rörde sig om fartyg i linjetrafik som ägdes av två regionalt anknutna rederier.

Havsmiljödirektivet har på samma sätt som vattendirektivet införts genom bestämmelserna om miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram i 5 kap. miljöbalken samt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2012:18) om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med

⁴⁵ Betänkande av Utredningen om förorening från fartyg, SOU 2011:82 sid. 13 och 122

⁴⁶ MÖD 2006:28: Miljönämnden i Helsingborg förelade färjebolaget att samtliga huvud- och hjälpmotorer på fartyg i färjetrafik inom Helsingborgs hamnområde utrustas med selektiv katalytisk avgasrening. Domstolen konstaterade att internationell rätt inte innebär hinder för en kuststat att med rättsliga medel ingripa mot ett utländskt fartyg som anlöper svensk hamn om det är nödvändigt för att säkerställa efterlevnaden av kuststatens miljölagstiftning.

indikatorer för Nordsjön och Östersjön. Detta tillsammans med vattenförvaltningsförordningen och havsmiljöförordningen innebär en skyldighet att ta fram specifika åtgärdsprogram för vatten- och havsmiljön. Då sjöfart är en betydande belastning främst i havsmiljön riktas vissa åtgärder mot sjöfart. I förekommande fall får denna typ av åtgärder genomföras under andra regler än de som återfinns i miljöbalken.

Det kan konstateras att den befintliga utsläppsbestämmelsen avseende skrubbervatten i 27 § svavelförordningen är meddelad med stöd av 14 kap. 8 miljöbalken, vilket anges i förordningens 1 §. I 14 kap. miljöbalken finns bestämmelser om bl.a. kemiska produkter och biotekniska organismer. Det är inte helt klarlagt huruvida 14 kap. 8 § miljöbalken skulle kunna användas för att reglera utsläpp av skrubbervatten från fartyg. Detta skulle dock kunna vara möjligt med stöd av bestämmelsens fjärde punkt⁴⁷ dels om skrubbervattnet som släpps ut faller inom begreppet ”kemisk produkt” och dels att utsläpp kan anses utgöra ”hantering”.

I 15 kap. 27-29 §§ miljöbalken återfinns bestämmelser som rör förbud mot dumpning och förbränning av avfall inom Sveriges sjöterritorium och ekonomiska zon. Även här finns hänvisningar till specifik sjöfartslagstiftning och det stadgas bl.a. att dumpningsförbudet inte gäller sådana utsläpp av skadliga ämnen från fartyg som regleras i LÅFF.

Slutligen, i 7 kap. miljöbalken regleras möjligheten till att införa olika typer av områdesskydd. Inom ett naturreservat eller miljöskyddsområde, som kan utgöras av ett vattenområde, finns det möjlighet att reglera utsläpp med stöd av 7 kap. 30 § miljöbalken om det krävs för att uppfylla syftet med skyddet. Vidare finns möjlighet att reglera utsläpp med stöd av denna bestämmelse inom områden som utsetts som Natura 2000-områden. Detta gäller dock med begränsning enligt folkrätt och EU-rätt.

Föroreningslagstiftningen

I LÅFF finns bl.a. bestämmelser om förbud mot utsläpp av skadliga ämnen från fartyg, mottagning av avfall i hamn, fartygskonstruktion, tillsyn och andra åtgärder för att förebygga eller begränsa föroreningar från fartyg samt ansvarsbestämmelser. Lagen är en miljörättslig lagstiftning, vars syfte är att minimera sådana föroreningar som är en följd av ett fartygs drift, och den är specifikt utformad för att tillämpas på sjörättsliga förhållanden. MARPOL-konventionen är genomförd med denna lagstiftning. Vidare är ett flertal EU-rättsakter genomförda genom LÅFF.

Bestämmelserna om förbud mot förorening från fartyg i lagens andra kapitel gäller sådana utsläpp av skadliga ämnen från fartyg som kommer från eller har samband med fartygens drift (2 kap. 1 §). I tredje kapitlet finns bestämmelser om mottagning av avfall från fartyg. I 4 kap. LÅFF anges att regeringen eller den myndighet som regeringen utser ska meddela föreskrifter om fartygs

⁴⁷ 14 kap. 8 § punkt 4 miljöbalken: ”Regeringen eller den myndighet som regeringen bestämmer får meddela föreskrifter om förbud som är av särskild betydelse från hälso- eller miljöskyddssynpunkt mot hantering, införsel och utförsel av en kemisk produkt, bioteknisk organism eller vara.”

konstruktion, utrustning och drift för att förebygga eller begränsa föroreningar och om certifikat som visar att sådana föreskrifter är uppfyllda.

I FÅFF finns ett stort antal bestämmelser som kompletterar bestämmelserna i LÅFF. Förordningen innehåller bl.a. vissa förbud och undantag från förbud om utsläpp av olja, utsläpp av skadliga flytande ämnen i bulk, fartygs tillträde till svensk hamn och rätt att användas till sjöfart. Vidare finns en mängd bemyndiganden för Transportstyrelsen att meddela föreskrifter. Dessa bemyndiganden omfattar bl.a. förbud mot utsläpp av skadliga ämnen, kontroll av dagböcker och andra handlingar som gäller hanteringen av skadliga ämnen, tillsynsförrättningar samt fartygs konstruktion, utrustning och drift. Förordningen utser vidare Transportstyrelsen till tillsynsmyndighet bl.a. över efterlevnaden av bestämmelser om fartygs konstruktion, utrustning och drift.

Vad gäller de specifika utsläppsbestämmelserna stadgas i LÅFF endast att det är förbjudet att släppa ut olja från fartyg inom Sveriges sjöterritorium och ekonomiska zon samt Östersjöområdet utanför dessa vattenområden. När det gäller utsläpp av olja i andra vattenområden och utsläpp av andra skadliga ämnen än olja överlämnas det enligt 2 kap. 2 och 3 §§ LÅFF åt regeringen eller den myndighet som regeringen utser att meddela föreskrifter om förbud mot utsläpp. Definitionen av skadligt ämne som anges i 1 kap. 2 § LÅFF omfattar bl.a. ett ämne som, om det kommer ut i havet eller något annat vattenområde, kan innebära risker för människors hälsa eller vara skadliga för den marina faunan eller floran. Av detta följer att skrubbevatten skulle kunna vara ett sådant skadligt ämne som omfattas av föroreningslagstiftningen. Enligt 1 kap. 2 § 3 st FÅFF bemyndigas Transportstyrelsen att meddela sådana föreskrifter som avses i 2 kap. 3 § LÅFF och som avser förbud mot utsläpp av andra skadliga ämnen än skadliga flytande ämnen i bulk. Transportstyrelsens föreskrifter relaterade till förorening från fartyg finns i TSFS 2010:96. Om inte annat anges, gäller föreskrifterna för fartyg inom Sveriges sjöterritorium och ekonomiska zon och på svenskt fartyg inom andra vattenområden.

Vidare finns en möjlighet för regeringen eller den myndighet som regeringen utser att inte bara reglera utsläpp, utan att helt förbjuda eller begränsa fartygstrafik i farvatten inom Sveriges sjöterritorium om det behövs för att förebygga förorening. Detta framgår av 7 kap. 1 § LÅFF och i 7 kap. 1 § FÅFF bemyndigas Transportstyrelsen att meddela sådana föreskrifter.

Sammanfattningsvis kan sägas att enligt den svenska föroreningslagstiftningen, som specifikt syftar till att begränsa och förebygga förorening från driften av fartyg, finns det möjlighet att införa bestämmelser som reglerar utsläpp av skrubbevatten. Sådana bestämmelser kan föras in av regeringen i FÅFF eller av Transportstyrelsen, såsom bemyndigad myndighet, i myndighetsföreskrifter. För att utsläpp av skrubbevatten ska kunna regleras krävs dock att det är fråga om ett sådant skadligt ämne som omfattas av föroreningslagstiftningen. Det måste därför visas att utsläpp av skrubbevatten kan innebära risker för människors hälsa eller vara skadliga för den marina faunan eller floran.

Andra regleringsmöjligheter

Fartygsstråk och farleder som är intensivt trafikerade kan innebära miljöstörningar bl.a. i form av utsläpp från fartyg. Även om utsläpp inte regleras

direkt genom nedanstående regleringsmöjligheter kan de ändå till viss del styra var sjöfart sker och har således en indirekt påverkan på t.ex. utsläpp av skrubbevatten.

Sverige har rätt att inom sitt sjöterritorium och ekonomiska zon reglera fartygstrafiken genom att bestämma farleder och inrätta trafiksepareringssystem. Detta måste dock ske inom ramen för havsrättskonventionens bestämmelser, de av IMO:s beslutade obligatoriska ruttsystemen och med beaktande av IMO:s rekommendationer om trafiksepareringssystem. I svensk rätt slås detta fast genom Transportstyrelsens föreskrifter och allmänna råd (TSFS 2010:157) om ruttsystem och andra av IMO särskilt beslutade sjötrafikregler.

Vad gäller farleder saknas en legal definition av vad som ska anses utgöra en farled. I princip kan varje vattenområde som används för fartygstrafik sägas utgöra en farled. Vanligen avses dock med farled en led för den civila sjöfarten som har märkts ut dels i geografin genom fyrar, sjömärken och andra sjösäkerhetsanordningar och dels i sjökorten⁴⁸. I Sverige kan farleder och hamnar vara allmänna eller privata. Allmänna farleder är sådana farleder som har inrättats av Sjöfartsverket genom lagen (1983:293) om inrättande, avlysning och utvidgning av allmän farled och allmän hamn. De allmänna farlederna finns angivna i Sjöfartsverkets författningssamling (SJÖFS 2013:4). Sjöfartsverket kan enligt 2 § samma lag avlysa en allmän farled. Det gäller bl.a. om farleden inte kan användas för sitt ändamål utan att säkerheten äventyras. Det saknas dock möjlighet att avlysa en allmän farled med hänsyn till skyddet för miljön. Vidare får Transportstyrelsen meddela föreskrifter om hur en allmän farled ska ordnas och begagnas om det är påkallat med hänsyn till bl.a. skyddet för hälsa och miljö, vilket framgår av 3 § lagen om inrättande, avlysning och utvidgning av allmän farled och allmän hamn och 1 § förordningen (1998:898) om inrättande, avlysning och utvidgning av allmän farled och allmän hamn.

För övrigt har länsstyrelsen viss föreskriftsrätt enligt 2 kap. 2 § 2 st sjötrafikförordningen (1986:300), där det stadgas att myndigheten, efter samråd med Sjöfartsverket och Transportstyrelsen, får meddela föreskrifter om begränsning och förbud som avser rätt att använda ett vattenområde i Sveriges sjöterritorium för trafik med fartyg, om föreskriften behövs från miljösynpunkt. Dock gäller denna föreskriftsrätt inte för handelssjöfart i allmän farled, varför denna regleringsmöjlighet får mindre betydelse för att påverka utsläpp av skrubbevatten.

Slutsatser om regleringsmöjligheter

Först och främst kan det slås fast att de regleringsmöjligheter som tas upp som alternativ till reglering i miljölagstiftning inte är ändamålsenliga i fråga om att införa en nationell reglering av skrubbevattenutsläpp, då de endast indirekt kan påverka utsläppen. Därför förespråkar vi inte att dessa alternativ nyttjas vid en nationell reglering.

Eftersom syftet med föroreningslagstiftningen är att minimera sådana föroreningar som är en följd av fartygs drift, och därtill är utformad för att

⁴⁸ Schelin, Vissa farleds- och hamnfrågor, promemoria utarbetad på uppdrag av Näringsdepartementet, 2017-11-30, s. 55

tillämpas på sjörättsliga förhållanden, bör en reglering av utsläpp av skrubbervatten från fartyg ske inom ramen för föroreningslagstiftningen. Miljölagstiftningen i miljöbalken, inklusive förordningar meddelade med stöd av balken, bedöms därmed inte vara lämplig för en eventuell reglering av skrubbervattenutsläpp, bl.a. mot bakgrund av att det inte är klarlagt huruvida en reglering kan ske med stöd av 14 kap. och att en reglering av utsläpp i ett skyddat område måste ha en tydlig koppling till syftet med områdesskyddet.

En förutsättning för reglering av skrubbervattenutsläpp i föroreningslagstiftningen är dock att det är fråga om ett sådant skadligt ämne som omfattas av föroreningslagstiftningen, genom definitionen i 1 kap. 2 § LÅFF. Det måste därför visas att utsläpp av skrubbervatten kan innebära risker för människors hälsa eller vara skadliga för den marina faunan eller floran.

Slutsatser

Allmänna skyldigheter att skydda miljön

Av vissa internationella konventioner till vilka Sverige är ansluten, framgår allmänna skyldigheter för konventionsstaterna att, bl.a. genom att införa bestämmelser i nationell rätt, skydda och bevara den marina miljön. Sådana bestämmelser finns i havsrättskonventionen, Helsingforskonventionen och Oskarskonventionen. Dessa skyldigheter kan åberopas som motivering till att Sverige bör införa någon form av reglering vad gäller utsläpp av ämnen som befins vara skadliga för den marina miljön, även om ämnet ifråga inte specifikt regleras internationellt genom t.ex. IMO:s regelverk. Således kan dessa skyldigheter motivera att Sverige inför bestämmelser som reglerar skrubbervattenutsläpp om det framkommer att utsläpp av detta vatten är skadligt för den marina miljön.

Rättsliga möjligheter att reglera utsläpp av skrubbervatten nationellt

En nationell reglering avseende utsläpp av skrubbervatten får inte strida mot bestämmelserna i havsrättskonventionen, vilken kan sägas sätta ramarna för vad Sverige som kuststat kan reglera. Vad gäller svenskflaggade fartyg finns inga begränsningar i havsrättskonventionen i fråga om vad som kan regleras. Avseende utländska fartyg gäller att i svenskt inre vatten kan Sverige ensidigt reglera utsläpp av skrubbervatten och/eller användning av skrubberteknik. Inom territorialhavet kan Sverige reglera utsläpp av t.ex. skrubbervatten, men inte införa bestämmelser som ställer krav på skrubberteknikutrustningen som installeras på utländska fartyg eller som förbjuder sådan utrustning. I den ekonomiska zonen är det möjligt att införa bestämmelser som är i enlighet med IMO:s riktlinjer om skrubbersystem. Vidare är det i den ekonomiska zonen möjligt att inom särskilt angivet område införa utsläppsförbud och -begränsningar i nationell rätt. Dock måste sådana bestämmelser godkännas av IMO, varför bestämmelser i dagsläget, utan vidare process, inte är rättsligt möjliga att införa i svensk rätt.

Enligt artikel 8 i svaveldirektivet ska medlemsstaterna tillåta utsläppminskningsmetoder i de hamnar, territorialhav, exklusiva ekonomiska zoner och utsläppskontrollområden som hör till respektive medlemsstat, som

uppfyller kraven som anges i direktivet. Det är alltså fråga om en rättslig förpliktelse som innebär att Sveriges möjligheter att i svenska vatten bestämma huruvida utsläpp av skrubbervatten ska förbjudas eller uppfylla vissa gränsvärden för att få släppas ut begränsas. Så länge IMO:s riktlinjer om skrubbersystem uppfylls ska det alltså enligt svaveldirektivet vara tillåtet att använda sig av skrubbrar i svenska vatten. Dock kan det här, med anledning av att IMO:s riktlinjer om skrubbersystem inte i alla avseenden ställer detaljerade krav på det vatten som släpps ut, bli fråga om att en situation där användandet av skrubbrar, och därigenom utsläppet av skrubbervatten, hamnar i konflikt med vattendirektivets respektive havsmiljödirektivets bestämmelser om att uppnå god kemisk ytvattenstatus och god miljöstatus. EU-kommissionen uttrycker i en skrivelse⁴⁹ att ”*under alla omständigheter får användningen av alternativa metoder för att uppfylla gränsvärdena för svavelhalt i medlemsstaternas farvatten inte leda till negativa effekter på andra områden, t.ex. vattenmiljön, till följd av förorenande utsläpp i havet eller flöden av fast avfall eller kraftigt ökade växthusgasutsläpp*”. Om det efter utredning av skrubbervattnets innehåll och påverkan på miljön framkommer att havsmiljö- och vattendirektivens bestämmelser i denna del äventyras, så är slutsatsen därför, med beaktande av Kommissionens inställning ovan, att om det går att visa att utsläpp av skrubbervatten försämrar vattenkvaliteten, kan vara rättsligt möjligt att införa reglering för att förhindra detta. Sådana bestämmelser kan antingen förbjuda utsläpp av skrubbervatten eller innebära att skrubbervattnet inte får släppas ut om det medför halter av farliga ämnen som omöjliggör uppfyllande av de sistnämnda direktivens mål⁵⁰.

Som utretts ovan är miljölagstiftningen inte en lämplig plats att införa en eventuell nationell reglering. Snarare skulle reglering av utsläpp från skrubbrar passa in i föroreningslagstiftningen kopplad till driften av fartyg (LÅFF och FÅFF). Vattendirektivet och havsmiljödirektivet är införda i miljöbalken bland annat genom kap. 5 om miljökvalitetsnormer, vilka dock inte kan tillämpas vid tillståndsprövning av sjöfarten. Se dock resonemang om tillsyn och tillämpning av miljökvalitetsnormer för havs- och vattenmiljö ovan i rättsfallet ang. miljökvalitetsnormer för luftföroreningar från fartyg i Helsingborg, av vilket man skulle kunna utläsa att miljökvalitetsnormer skulle kunna utgöra grund för tillsyn. Vad gäller införande av en reglering av skrubbervattenutsläpp i föroreningslagstiftningen bedöms inte förhållandet att miljökvalitetsnormerna regleras i miljöbalken utgöra hinder för en sådan reglering, så länge det visas att utsläpp av skrubbervatten kan innebära risker för människors hälsa eller vara skadliga för den marina faunan eller floran. Vid denna bedömning bör man titta på miljökvalitetsnormerna för vatten- och havsmiljö eftersom det är ett sätt att säkerställa att användandet av skrubbrar inte äventyrar målen med vatten- och havsmiljödirektiven.

⁴⁹ Rapport från Kommissionen till Europaparlamentet och Rådet om genomförandet och efterlevnaden av de svavelkrav för marina bränslen som föreskrivs i direktiv (EU) 2016/802 om att minska svavelhalten i vissa flytande bränslen, den 16 april 2018, COM(2018) 188 final.

⁵⁰ EU domstolen har i mål C-461/13 (Weserdomen) avseende tolkning av vattendirektivet, fastslagit att medlemsstaterna är skyldiga att tillse att vattendirektivets mål om god status nås och försämring av vattenkvalitet inte sker.

Förslag till regleringsalternativ

Mot bakgrund av ovanstående slutsatser föreslås följande juridiskt möjliga regleringar för vidare samhällsekonomisk analys. Observera dock att mer precisa förslag till vad som bör regleras och var kan anges först efter utredning om skrubbevattens miljömässiga påverkan på olika vattenområden. Vidare måste understrykas att dessa förslag förutsätter att man vid en miljömässig analys kommer fram till att vattendirektivets⁵¹ förbud mot försämrade vattenkvalitet riskerar att överträdas i det fall skrubbevatten släpps ut.

1. Totalt utsläppsförbud av skrubbevatten i Sveriges inre vatten, alternativt vatten som omfattas av vatten som omfattas av miljökvalitetsnormer enligt vattenförvaltningsförordningen.
2. Förbud mot att släppa ut skrubbevatten om det överskrider vissa gränsvärden i Sveriges inre vatten, alternativt vatten som omfattas av miljökvalitetsnormer enligt vattenförvaltningsförordningen t.
3. Totalt utsläppsförbud av skrubbevatten i delar av svenskt inre vatten, t.ex. hamnar.
4. Förbud mot att släppa ut skrubbevatten om det överskrider vissa gränsvärden i delar av Sveriges inre vatten, t.ex. hamnar.

⁵¹ Anledningen att vattendirektivets geografiska områden valts är att det är troligt att utsläpp här leder till högre koncentration av skadliga ämnen, och därigenom en större risk för försämrade vattenkvalitet, jämfört med havsmiljödirektivets område i utsjön.

Skrubbevattens innehåll och dess effekter på miljön

Miljöeffekter av utsläpp av skrubbevatten

Här följer en sammanfattning av resultat från studier som har undersökt skrubbevatten för innehåll av farliga ämnen och deras effekter i den akvatiska miljön. För ytterligare detaljer se bilaga 2.

Inledning

Även om forskningsfältet kring utsläpp av tvättvatten från rökgasskrubbar är relativt nytt visar analyserna på att tvättvattnet innehåller förhöjda halter av olika förorenande ämnen. Förutom svaveloxider tvättas även andra ämnen ur avgaserna genom skrubberanvändning, exempelvis övergödande kväveoxider, giftiga metaller och organiska föreningar såsom PAH:er. Studier visar också att utsläpp av PAH:er kan vara mellan en och tre storleksordningar högre i tvättvatten från öppna skrubbar jämfört stängda skrubbar.

Resultatet är en potent blandning vars effekter på den marina miljön idag är svår att förutse. Då skrubberenheter från olika tillverkare kan ha lite variation i innehållet i utsläppsvattnet och fartyg och motorer använder olika typ och mängd av smörjolja är däremot beräkning av ett medelvärde av koncentrationer av de olika utsläppsparametrarna en utmaning. För att detta ska förbättras krävs ytterligare analyser av utsläppsvatten från skrubbar, från olika källor.

Användningen av skrubbar medför därför en koncentration av utsläpp på lokal skala i kust och havsmiljön och utgör en ökad belastning på den marina miljön. Belastningen från föroreningar på många svenska kustvatten är idag för hög vilket har resulterat i att många kustvattenförekomster inte når god ekologisk status och ingen av dessa vattenförekomster når god kemisk status enligt vattendirektivet (beskrivet nedan). Tio av de ämnen som identifierats i skrubbevatten är också listade som *prioriterat ämne* eller *prioriterat farligt ämne* inom vattendirektivet och dess dotterdirektiv prioämnesdirektivet som båda uppdaterades 2013 avseende prioriterade ämnen⁵². Enligt dessa direktiv ska medlemsstaterna genomföra åtgärder i syfte att successivt minska föroreningar från prioriterade ämnen och upphöra eller avveckla utsläpp och förluster av prioriterade farliga ämnen. Metaller, särskilt koppar, nickel, bly, kvicksilver och kadmium, finns i förhöjda koncentrationer i tvättvatten från skrubbar. Vissa av dessa metaller kontrolleras genom övervakningsprogram och åtgärder under vatten- och havsmiljödirektivet medan andra, såsom vanadin, inte omfattas. Den marina miljön i Västerhavet och Östersjön når inte heller god miljöstatus enligt HaVs bedömning av tillståndet för den marina miljön⁵³. För Östersjön som helhet finns en enighet bland Helcoms medlemsländer att belastningarna på Östersjön

⁵² EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2013/39/EU om ändring av direktiven 2000/60/EG och 2008/105/EG vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område

⁵³HaV, 2018. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2018-2023- Bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:27.

måste minska i och med de åtaganden som gjorts under Baltic Sea Action Plan, både när det gäller övergödande ämnen och farliga ämnen. Även Agenda 2030 och hållbarhetsmål 14 - Livet under vattnet kan ses som ett aktivt erkännande av behovet av ett ökat arbete mot en hälsosam och produktiv, hållbart förvaltd marin miljö.

Storskalig användning av skrubber innebär ett ökat tryck på den marina miljön med avseende på eutrofiering och föroreningar och kommer därför att minska möjligheten för Sverige att nå nationella miljömål, god ekologisk och kemisk status enligt svenskt genomförande av EU:s vattendirektiv och god miljöstatus enligt svenskt genomförande av EU:s havsmiljödirektiv..

Ämnen i skrubbervatten som påverkar den akvatiska miljön

Metaller

Flertalet studier har påvisat en förhöjd halt av metaller i skrubbervatten, jämfört med det omgivande vattnet. I tabell 1 nedan listas farliga ämnen av metallisk karaktär som olika typer av skrubbrar släpper ut.

Tabell 1. Genomsnittlig koncentration av metaller i skrubberutsläppsvatten (öppen och stängd skrubber), presenterad med ett 95% konfidensintervall. Miljön där provtagning av det omgivande vattnet har gjorts utgörs av hamnar. Orört (eng. pristine) vatten representerar oförorenat ytvatten. LOD = Detektionsgräns.

	Open loop scrubber discharge		Open loop inlet water		Closed loop scrubber discharge		Ambient water		Pristine water (µg/L)
	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	
Arsenic	6.99 ± 3.58	62	5.81 ± 1.46	52	23.00 ± 10.21	22	1.45 ± 0.64	2	1.9
Barium	14.69 ± 4.81	5	14.44 ± 4.98	6	-	-	19 ± 12.7	13	15
Cadmium	0.85 ± 0.3	62	0.99 ± 0.33	54	0.58 ± 0.20	22	0.145 (<LOD)	2	0.07
Chromium	14.53 ± 6.35	59	16.3 ± 18.41	52	1250 ± 2045	16	0.43 ± 0.5	2	0.21
Cobalt	0.17 ± 0.14	6	0.07 ± 0.06	4	-	-	-	-	0.0018
Copper	38.75 ± 12.45	70	28 ± 14	58	519.42 ± 243.64	23	73.78 ± 314	3	0.19
Lithium	180 ± 5.06	10	177 ± 4.9	10	-	-	169.92 ± 20	13	179
Lead	9.20 ± 4.48	67	8.27 ± 4.95	55	8.24 ± 3.36	22	0.045 (<LOD)	2	0.002
Mercury	0.08 ± 0.01	26	0.08 ± 0.02	22	0.07 ± 0.02	16	-	-	0.0002
Molybdenum	10.69 ± 0.95	7	10.72 ± 0.85	5	66	1	-	-	10
Nickel	46.86 ± 11.25	65	8.83 ± 4.5	54	2623 ± 854	22	0.4 (<LOD)	2	0.47
Selenium	97.00 ± 38.12	2	-	-	-	-	-	-	0.13
Vanadium	176.59 ± 49.96	61	9.45 ± 5.29	50	1402 ± 3450	22	0.625 ± 0.064	2	1.7
Zinc	110.84 ± 60.87	70	175.58 ± 147.25	56	387.71 ± 222.64	22	6.2 ± 35.58	2	0.33

Koncentrationerna av metaller är betydligt högre i både inloppsvatten till skrubber och utsläppsvatten från öppen skrubber jämfört med omgivande vatten och i synnerhet jämfört med orört vatten.

Den ökade koncentrationen av vissa metaller i inloppsvattnet kan delvis förklaras med användning av antifoulingfärger, offeranoder, vattenledningsmaterial och koppar- och aluminiumanoder som används i sjövattnintaget för att förhindra påväxt av marina organismer. Smörjoljor är också kända för att innehålla både metaller och organiska föroreningar, t.ex. PAH:er. Andra intilliggande fartyg kan också vara en förklaring till förhöjda nivåer av föroreningar i inloppsvattnet.

Även om de exakta källorna till varje ämne är okända, har vattnet i samband med skrubberanvändning högre koncentrationer av både metaller och PAH:er från utsläppsvatten från både öppna och stängda skrubbrar, jämfört med omgivande havsvatten.

Organiska ämnen

Det finns flera organiska föreningar närvarande i skrubberutsläppsvatten, huvudsakligen från bränsle, förbränning av bränsle och smörjoljor. Summan av 16 PAH:er och summan av total PAH halt återspeglar inte nödvändigtvis summan av de enskilda föreningarna men beror på vilken provtagningsmetod och analysmetod som används. Alkylerade PAH är sällan inkluderade i analyserna så summan av totalt PAH innehåll underskattas med hög sannolikhet. I tabell 2 nedan listas de farliga ämnen av organisk karaktär som olika typer av skrubbrar släpper ut.

Tabell 2. Genomsnittlig koncentration av organiska föreningar som återfinns i skrubberutsläppsvatten (öppen och stängd skrubber), presenterad med ett 95% konfidensintervall. Miljön där provtagning av det omgivande vattnet har gjorts utgörs av hamnar. Orört (eng. pristine) vatten representerar oförorenat ytvatten.

	Open loop scrubber discharge		Open loop inlet water		Closed loop scrubber discharge		Ambient water		Pristine water (µg/L)
	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	
Naphthalene	2.76 ± 0.79	55	0.11 ± 0.08	48	2.08 ± 1.13	18	0.003	1	< 0.010
Acenaphthylene	0.13 ± 0.07	63	0.11 ± 0.11	60	0.08 ± 0.07	11	0.006 ± 0.002	32	< 0.003
Acenaphthene	0.19 ± 0.07	63	0.01 ± 0.003	60	0.49 ± 0.39	11	0.011 ± 0.005	32	< 0.002
Fluorene	0.46 ± 0.10	63	0.07 ± 0.06	60	1.27 ± 0.67	11	0.018 ± 0.006	32	< 0.001
Phenanthrene	1.51 ± 0.30	64	0.09 ± 0.08	61	4.30 ± 1.98	12	0.072 ± 0.023	32	< 0.008
Anthracene	0.08 ± 0.05	63	0.02 ± 0.02	60	0.14 ± 0.11	11	0.010 ± 0.003	32	< 0.001
Flouranthene	0.16 ± 0.05	63	0.03 ± 0.02	59	0.35 ± 0.28	11	0.030 ± 0.009	32	< 0.001
Pyrene	0.32 ± 0.12	63	0.05 ± 0.04	60	0.37 ± 0.27	11	0.036 ± 0.011	32	< 0.001
Benz(a)anthracene	0.13 ± 0.06	64	0.03 ± 0.02	61	0.16 ± 0.20	12	0.019 ± 0.009	32	< 0.002
Chrysene	0.19 ± 0.07	63	0.05 ± 0.03	60	0.11 ± 0.08	11	0.025 ± 0.010	32	< 0.002
Benzo(b)fluoranthene	0.04 ± 0.02	63	0.01 ± 0.004	60	0.04 ± 0.03	11	0.010 ± 0.004	32	< 0.001
Benzo(k)fluoranthene	0.01 ± 0.01	49	0.01 ± 0.004	47	0.02 ± 0.02	11	0.003	1	< 0.001
Benzo(a)pyrene	0.05 ± 0.02	64	0.01 ± 0.004	61	0.04 ± 0.04	12	0.042 ± 0.063	32	< 0.001
Dibenzo(a,h)anthracene	0.03 ± 0.02	63	0.02 ± 0.01	60	0.02 ± 0.02	11	0.006 ± 0.001	32	< 0.001
Benzo(g,h,i)perylene	0.02 ± 0.01	63	0.009 ± 0.004	60	0.02 ± 0.02	11	0.005 ± 0.001	32	< 0.001
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	0.07 ± 0.06	63	0.06 ± 0.06	60	0.02 ± 0.02	11	0.005 ± 0.001	32	< 0.001
Sum EPA 16 PAH	2.97 ± 0.79	35	1.44 ± 2.53	18	17.8 ± 5.3	11	0.303 ± 0.084	31	-
Sum total PAH	7.25 ± 1.95	36	0.4 ± 0.4	28	5.12 ± 3.87	7	-	-	-

Övergödande ämnen

Övergödande ämnen såsom oorganiska kväveföreningar bidrar till övergödningproblematiken i form av växtplanktontillväxt, skadliga algbloomningar, ökad deposition av organiskt material på havsbotten som i sin tur leder till syrebrist och bottendöd. I tabell 3 nedan listas de övergödande ämnen som olika typer av skrubbrar släpper ut.

Tabell 3. Övergödande ämnen, kväveföreningar och järn där uppmätta koncentrationer kommer från skrubberutsläppsvatten från öppna och stängda skrubbrar; inloppsvatten till öppna skrubbrar samt; uppmätta halter i omgivande vatten i hamnar.

Nitrogen species	Open loop scrubber discharge		Open loop inlet water		Closed loop scrubber discharge		Ambient water	
	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (mg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (mg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (mg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (mg/L)	N
Nitrate (NO_3^{2-})	2.83 ± 2.06	31	3.21 ± 2.23	30	110.98 ± 135.73	4	0.07 ± 0.08	35
Nitrite (NO_2^-)	0.760 ± 0.68	28	0.97 ± 1.28	26	55.76 ± 130.71	4	0.001 ± 0.001	27
Ammonium (NH_4^+)	0.73 ± 0.03	17	0.07 ± 0.04	14	-	-	0.33 ± 0.14	35
Other								
Iron	0.24 ± 0.37	4	0.032 ± 0.08	3	-	-	-	-

Tvättvatten med lågt pH-värde

Tvättvatten från skrubbrar har ett lågt pH värde, eftersom svaveldioxid i avgaserna reagerar med vatten och bildar svavelsyra. Utsläppskriterier för tvättvatten från skrubbrar syftar till att säkerställa att pH i utsläppsvattnet, alternativt i havet i en punkt fyra meter från utsläppspunkten, inte skall vara lägre än 6,5 under någon längre tid för att undvika skador i miljön till följd av försurning. Studier visar att medelvärdet för pH i tvättvattnet är 3,85 från öppna och 4,54 för stängda skrubbrar. Det uppskattas att bidraget till havsförsurning från utsläpp av skrubbervatten är generellt sett liten, om man tittar på havsbassängsnivå. Däremot kan den lokalt eller regionalt vara på samma nivå som den koldioxidinducerade havsförsurningen. Studier från Engelska kanalen och södra Nordsjön, där man har antagit att 35% av flottan har öppen skrubber installerad, visar att regionalt kan utsläppen av skrubbervatten motsvara 2-4 år av koldioxidinducerad havsförsurning och lokalt (farleder) motsvara 10-50 år av koldioxidinducerad havsförsurning⁵⁴.

Vad säger IMO om skrubbrar?

IMO:s riktlinjer för avgasreningssystem definierar utsläppsvattenkriterier för skrubbrar avseende pH, PAH, grumlighet och nitrater, men inte för farliga ämnen i form av metaller trots de ofta rapporterade höga koncentrationerna i vetenskaplig litteratur.

Vad gäller PAH:er har IMO satt gränsen för den maximala kontinuerliga PAH-koncentrationen i skrubberutsläppsvatten till $50 \mu\text{g L}^{-1}$ PAHphe (ekvivalens av fenantren) över PAH-koncentrationen i inloppsvattnet.

Detta gränsvärde har kritiserats för att vara så högt att det är verkningslöst. Bland annat pekar beräkningar på att den faktiska riktlinjegränsen som IMO satt för PAH-utsläpp från skrubberutsläppsvatten inte innebär några begränsningar för PAH-utsläpp.

Dessutom finns studier som menar att de valda analysmetoderna för PAH:er inte bara underskattar PAH-koncentrationerna i skrubberutsläppsvatten, men också att

⁵⁴ Duliere, V. et al. 2020. Potential impact of wash water effluents from scrubbers on water acidification in the southern North Sea.

användning av fenantren som proxy för total PAH-halt kommer att underskatta bidraget från alkylerade PAH:er, som är vanliga i t.ex. smörjoljor.

Vilken är den befintliga kunskapen om ekotoxicitet av skrubberutsläppsvatten?

Med de ämnen som återfinns i skrubberutsläppsvatten och som redovisas i tabellerna ovan kan det konstateras att det finns anledning att anta att det sker en ekotoxikologisk respons både vad gäller de metalliska föroreningarna och de organiska föreningarna, e.g., PAH:er. Effekter av PAH:er och metalliska föroreningar finns väl beskrivna i litteraturen⁵⁵, medan bedömningar av effekter från komplexa blandningar av kemiska ämnen saknas.

Litteratursammanställningen beskriver också ett antal vetenskapligt granskade studier där organismer utsatta för skrubberutsläppsvatten i 24-72 timmar uppvisade negativa effekter.

Verknings sättet och de ekotoxikologiska effekterna från föroreningarna varierar beroende på föroreningarna i sig, men också på vilka organismer som exponeras. Tungmetaller, såsom kvicksilver, kadmium och bly, är giftiga vid mycket låga nivåer och kan störa tillväxt av exempelvis mikrobiella samhällen⁵⁶.

Kvicksilverförorening och bioackumulering av detta har orsakat ett stort utbrott av Minimatas sjukdom där tusentals människor dog. Bly, krom, arsenik och kadmium är kopplade till cancer och kan skada både njurar och lever hos däggdjur samt påverka nervsystemet. Tungmetaller påverkar inte bara organismer på cellulär nivå, de hämmar även tillväxt av växtplankton, men då på molekylär nivå, genom förändringar i nukleinsyror och enzyminhibering. För blötdjur kan skadliga effekter från förhöjda nivåer av metaller innebära störningar i utvecklingen, störningar i reproduktiva processer och minskad byssusbildning. Flera histologiska förändringar, t.ex. gälnekros och degeneration av levern har observerats hos fiskar och kräftdjur⁵⁷.

Många PAH:er och deras metaboliter är kända för att vara både cancerogena och mutagena, kan ge upphov till förändrad samhällssammansättning och medför lägre förmåga till att recirkulera näringsämnen hos mikrobiella samhällen, även vid låga koncentrationen av PAH:er. Nyligen har studier också påvisat att PAH:er har hormonstörande egenskaper, att de ger upphov till gentoxicitet och oxidativ stress. Hos fisk har PAH:er också visat sig ha vävnadsspecifik toxicitet, t.ex. påverkan på ögonutveckling, levermetabolism och ger upphov till minskad bendensitet⁵⁸. Många av de föroreningar som anges här som komponenter i skrubberutsläppsvatten har kända toxiska effekter som har beskrivits ovan.

⁵⁵ Sunda, W. G. 1989. Trace Metal Interactions with Marine Phytoplankton. *Biological Oceanography* 6(5-6): 411-442.

Hylland, K. 2006. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) ecotoxicology in marine ecosystems. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues* 69(1-2): 109-123.

⁵⁶ Priyadarshini, E. et al. 2019. Heavy metal resistance in algae and its application for metal nanoparticle synthesis. *Applied Microbiology and Biotechnology* 103(8): 3297-3316.

⁵⁷ Gheorghe, S. et al. 2017. Metals Toxic Effects in Aquatic Ecosystems: Modulators of Water Quality. *Water Quality*. H. Tutu, IntechOpen.

⁵⁸ Honda, M., Suzuki, N. 2020. Toxicities of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Aquatic Animals. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17(4): 23.

Referenser däri.

Däremot har den kombinerade effekten av en blandning av dessa ämnen en potential att vara större än effekten av de enskilda ämnena separat. Detta område är än så länge mindre studerat.

Hur mycket skrubberutsläppsvatten släpps ut i Sverige?

För att uppskatta den årliga belastningen av skrubbervattenutsläpp inom svensk ekonomisk zon (EEZ) sammanställdes data av Finnish Meteorological Institute (FMI) med STEAM-modellen. STEAM-modellen antar normalt ett utloppsflöde på $45 \text{ m}^3/\text{MWh}$ för fartyg som använder öppna skrubbrar och ett utloppsflöde på $0,3 \text{ m}^3/\text{MWh}$ för fartyg som använder med stängda skrubbrar. Dock har nyare data av utsläppsflöde visat att det genomsnittliga utsläppsflödet snarare är $90 \text{ m}^3/\text{MWh}$ ($90 \pm 14 \text{ m}^3 / \text{MWh}$; $N = 48$) för utsläpp från öppen skrubber och $0,45 \text{ m}^3/\text{MWh}$ ($0,45 \pm 0,2 \text{ m}^3 / \text{MWh}$; $N = 8$) för stängd skrubber. För att ytterligare undersöka utsläppsflöden och koncentrationer av metaller och PAH:er från utsläpp av öppen skrubber användes $45 \text{ m}^3 / \text{MWh}$ samt $90 \text{ m}^3 / \text{MWh}$ som flödes hastigheter. Resultaten visar att ett utsläppsflöde på $45 \text{ m}^3 / \text{MWh}$ leder till en underskattning av utsläppsfaktorer och därmed en underskattning av den totala belastningen.

Volymerna för skrubbervattenutsläpp inom svensk ekonomisk zon i januari 2019 var $4,73 \times 10^6 \text{ m}^3$ för öppna skrubbrar och 1500 m^3 för stängda skrubbrar.

Ett liknande dataset från Skagerrak-området visade att under januari 2018 utfördes skrubberutsläpp som motsvarade cirka 6% av de årliga utsläppen av skrubbervatten. En uppskattad total årlig volym av skrubberutsläppsvatten för år 2019 inom svenska EEZ var $7,89 \times 10^7 \text{ m}^3$ för öppen skrubber och $2,55 \times 10^4 \text{ m}^3$ för stängd skrubber. Volymerna associerade med skrubberanvändning med öppen skrubber är mycket större än volymerna från användning av stängd skrubber, främst på grund av installationen av de olika systemen men också på grund av att öppna skrubbrar dominerar marknaden. År 2019 fanns det 91 fartyg i Östersjön som använde skrubber. Av dessa var 9 fartyg utrustade med stängd skrubber.

Beräkningarna visar på att den mängd metaller och PAH:er som kommer från utsläpp av skrubbervatten är högre än det som släpps ut från de sammanlagda fartygsgenererade utsläppen länsvatten och grå- och svartvatten. Till exempel tyder beräkningarna på att det genom skrubbervatten släpps ut 3,1 gånger mer koppar, 9,4 ggr mer bly, 12 ggr mer kvicksilver, 4,9 ggr mer zink och flera hundra gånger mer PAH:er. Sammanfattningsvis kan man, utifrån den litteraturstudie som genomförts, fastställa att skrubbrar är en källa till både tungmetaller, PAH:er och övergödande ämnen i form av kväveoxider till den akvatiska miljön.

Vattendirektivet och havsmiljödirektivet

Havsmiljödirektivet

Havet utgör en oumbärlig resurs för människan och samhället. De marina ekosystemen erbjuder ett rikt utbud av varor och tjänster (så kallade ekosystemtjänster) som människan behöver, såsom exempelvis livsmedel och upplevelser av olika slag. Livskraftiga ekosystem utgör därför grunden för nyttjandet av havets resurser.

Syftet med havsmiljödirektivet⁵⁹ är att uppnå eller upprätthålla en god miljöstatus i Europas hav senast 2020. I Sverige är Havs- och vattenmyndigheten ansvarig för hela genomförandet av direktivet enligt havsmiljöförordningen⁶⁰. De föreskrifter och åtgärder vi beslutar om innebär att även andra myndigheter ska ta ansvar för att Sverige uppfyller direktivets åtaganden.

Havsmiljöförvaltning enligt havsmiljödirektivet görs i olika steg vilka innefattar att varje EU-land ska:

- bedöma miljöstatus i sina havsområden
- definiera vad god miljöstatus är
- fastställa miljö kvalitetsnormer och indikatorer
- ta fram program för övervakning av havsmiljön
- ta fram och genomföra ett åtgärdsprogram för att nå eller upprätthålla god miljöstatus

Sammantaget blir detta Sveriges marina strategi för Nordsjön och Östersjön. Varje förvaltningsperiod under havsmiljödirektivet är sex år och samma regler gäller för alla EU-länder. Direktivet omfattar alla marina vatten inom EU, inklusive den ekonomiska zonen (EEZ). I kustvattnet överlappar det med vattendirektivet. Varje förvaltningscykel inleds med att en bedömning av havsmiljöns status genomförs. Denna bedömning ligger till grund för beslut om miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram för havsmiljön. Under 2018 uppdaterades Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter, HVMFS 2012:18, avseende tröskelvärden för god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer.

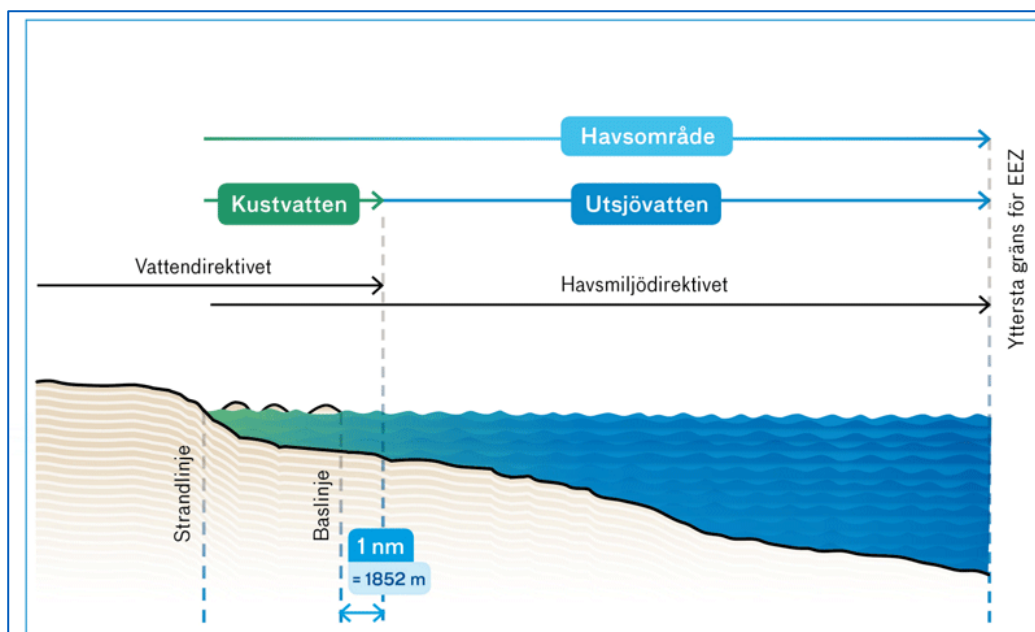
God miljöstatus bedöms i de flesta fall inte kunna nås till 2020⁶¹. Det gäller nivån på de belastningar som vi utsätter haven för och deras påverkan på marina däggdjur, fåglar och fisk samt livsmiljöer, även om det finns vissa positiva tecken. De belastningar som påverkar mest i svenska havsområden bedöms vara tillförsel av näringsämnen (kväve och fosfor), tillförsel av farliga ämnen, fysisk störning av botten och uttag av arter. Detta får negativa konsekvenser för de ekosystemtjänster som haven levererar till samhället.

Inom ramen för havsmiljödirektivet har HaV ett överlappande förvaltningsuppdrag med vattendirektivet i kustvattnet enligt figur 1 nedan.

⁵⁹ Ramdirektiv om en marin strategi, 2008/56/EG

⁶⁰ Havsmiljöförordning (2010:1341)

⁶¹ Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2018-2023 Bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys. Havs- och vattenmyndigheten Datum: 2018-11-27 Tryck: Tryckerinamn ISBN 978-91-88727-18-3



Figur 1. Figuren visar indelning av havsområde från strand till den yttersta gränsen för Svensk ekonomisk zon (EEZ). HaV har ett överlappande förvaltningsuppdrag med vattendirektivet i kustvatten inom ramen för havsmiljödirektivet.

För att nå god miljöstatus har elva svenska miljö kvalitetsnormer (MKN) med indikatorer för havsmiljön fastställts. Miljö kvalitetsnormer är styrmedel som ska se till att god miljöstatus upprätthålls eller uppnås. Till miljö kvalitetsnormerna kopplas indikatorer för att bedöma om normen följs. Målsättningen har varit att utforma miljö kvalitetsnormer som motsvarar alla de belastningar som bedöms påverka miljön. Dessa omfattar belastning i form av näringsämnen, farliga ämnen, främmande arter, uttag av arter, fysisk påverkan på havsbottnar och avfall i havsmiljön. Miljö kvalitetsnormer kan ange föroreningsnivåer eller störningsnivåer som människor, miljö eller natur kan belastas med utan fara. I Sverige finns sedan tidigare miljö kvalitetsnormer för vatten, luft och buller.

I de fall HaV bedömer att miljö kvalitetsnormerna inte följs ska åtgärder tas fram som adresserar gapet till att normen följs. Enligt havsmiljöförordningen ska Havs- och vattenmyndigheten besluta om ett åtgärdsprogram vart sjätte. Programmet ska innefatta de åtgärder som behövs för att följa miljö kvalitetsnormerna i HVMFS 2012:18.

Åtgärdsarbetet enligt havsmiljöförordningen samordnas med annat pågående åtgärdsarbete, bland annat inom vattenförvaltningen (se även information från Vattenmyndigheterna), havsplanering och övrig EU-lagstiftning. Havs- och vattenmyndigheten genomför arbetet och samverkar med berörda myndigheter.

Just nu pågår en uppdatering av åtgärdsprogrammet för havsmiljön⁶² och det ska beslutas 2021. Detta arbete görs i samverkan med andra berörda myndigheter.

⁶² God havsmiljö 2020: Marin strategi för Nordsjön och Östersjön – Del 4: Åtgärdsprogram för havsmiljön

Vattendirektivet

Vattendirektivet⁶³ är utgångspunkt för svensk vattenförvaltning. Vi ska ha tillräckligt mycket vatten av god kvalitet, både idag och imorgon.

Vattendirektivet anger vad EU-länderna minst ska klara vad gäller vattenkvalitet och tillgång på vatten. Vattendirektivet antogs 2000 och syftar till att skydda och förbättra EU:s alla vatten. I Sverige infördes vattendirektivet i svensk lagstiftning år 2004 genom 5 kap. miljöbalken förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön samt förordning (2017:868) med länsstyrelseinstruktion. Ansvar för genomförandet av vattenförvaltningen har de fem länsstyrelser som är vattenmyndigheter (Vattenmyndigheterna). Havs- och vattenmyndigheten stödjer vattenmyndigheterna genom vägledning och tar fram föreskrifter. Havs- och vattenmyndigheten rapporterar arbetet till EU. Arbetet med vattenförvaltning drivs i förvaltningscykler om sex år, där olika arbetsmoment återkommer. Den första cykeln avslutades 2009, och nästa avslutas 2021. En cykel inleds med att vatten kartläggs utifrån befintlig övervakning. Underlaget används sedan för att bedöma och klassificera vattnets tillstånd och påverkan, fastställa miljö kvalitetsnormer och vilka åtgärder som behöver vidtas för att nå god vattenkvalitet. Förvaltningsplaner upprättas för arbetet.

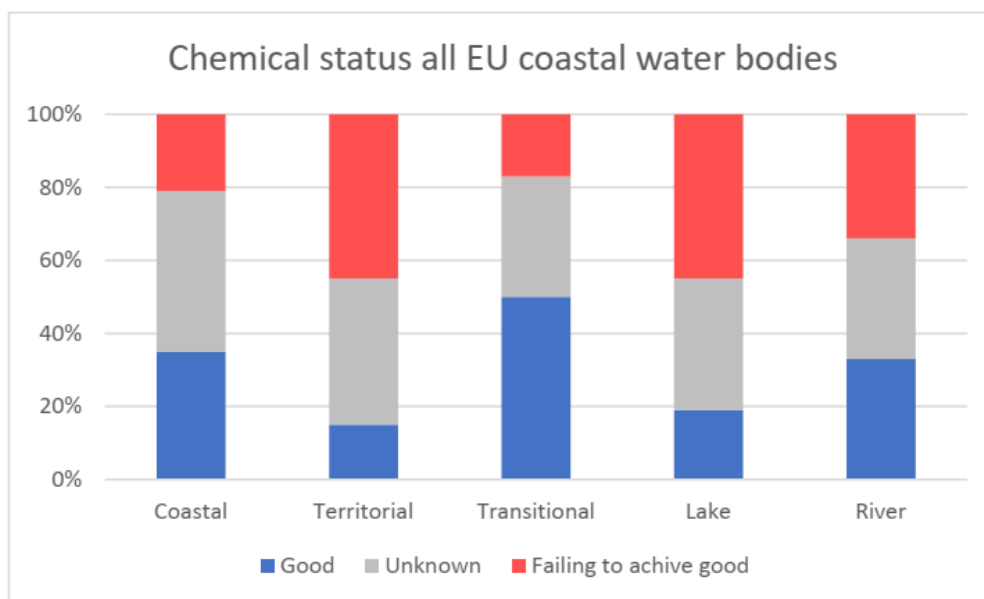
Alla medlemsländer i EU har infört vattendirektivet i sin lagstiftning och har därmed förbundit sig att genomföra alla delar i direktivet.

Kraven i vattendirektivet och havsmiljödirektivet där utsläpp från skrubbrar påverkar

Vattendirektivet och skrubbrar

Vattendirektivets krav på medlemsstaterna omfattar att medlemsstaterna övervakar och bedömer miljön i floder, sjöar och övergångs- och kustvatten. Huvudsyftet med vattendirektivet är att skapa en ram för skyddet av EU:s vatten och ett möjliggörande av lämpliga åtgärder för att förbättra status för att medlemsstaterna ska nå god status för alla EU:s vattenförekomster. Trots vattendirektivets ambitiösa mål var det endast 35% av kustvattnet och 15% territorialvattnet inom EU som nådde god kemisk status 2018 (EEA 2018) (figur 2).

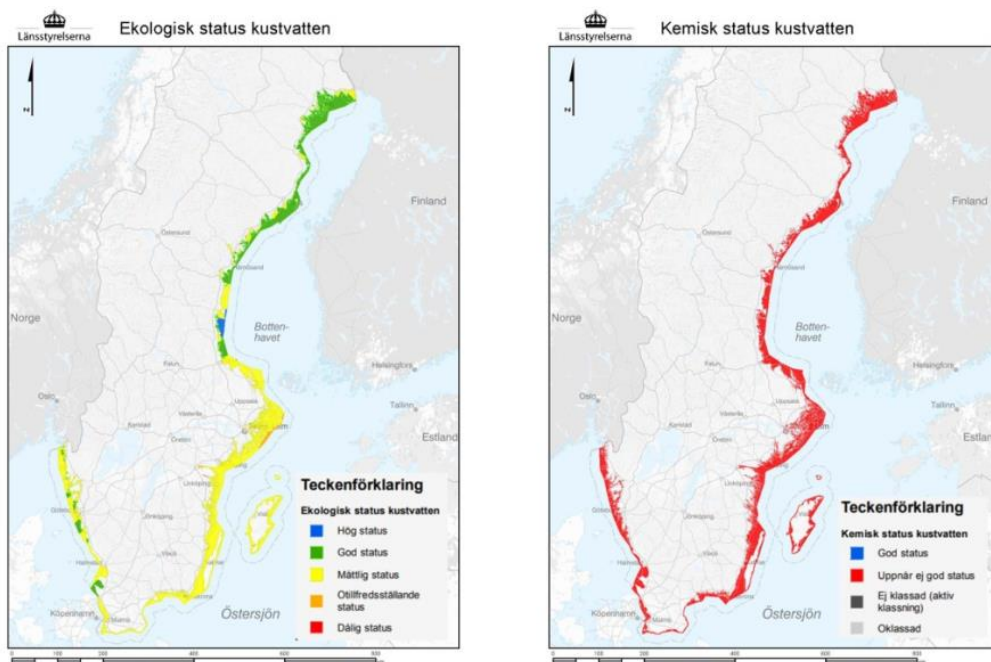
⁶³ (2000/60/EG)



Figur 2. Andel av EU:s kustvatten och territorialvatten som uppnår god kemisk status (blå del av staplar) samt de som inte uppnår god status (röd del av staplar)⁶⁴.

I Sverige är situationen ännu värre där *ingen vattenförekomst uppnådde god kemisk status på grund av förhöjda halter av kvicksilver och polybromerade difenyletrar (PBDE)*. Den övergripande ekologiska statusen för svenskt kustvatten är övervägande måttlig, med undantag för ett antal vattenförekomster i Bottenviken och Bottenhavet som når god ekologisk status (Figur 3).

⁶⁴ EEA. 2020. "Chemical status of surface water bodies." Retrieved July 3rd, 2020, from <https://www.eea.europa.eu/themes/water/european-waters/water-quality-and-water-assessment/water-assessments/chemical-status-of-surface-water-bodies>.



Figur 3. Figuren visar den generella ekologiska (vänster) och kemiska (höger) statusen för svenska vattenförekomster i VISS kartfunktion. Ekologisk status är klassad från dålig (röd) till hög (blå) medan kemisk status är klassad som god (blå) eller ej god status (röd).

Tio av de föroreningar som identifierats i skrubberutsläppsvatten är prioriterade ämnen i prioämnesdirektivet som vattendirektivet utgår från vid statusklassificeringar av vattenförekomster avseende kemisk status. Dessa är metallerna kadmium, bly, kvicksilver och nickel och PAH:erna antracen, benso(a)pyren, benso(b)fluor-anthen, benso(k)fluor-anthen, benso(g, h, i) - perylen och indeno (1,2,3-cd) -pyren.

Svensk miljöövervakning och statusbedömning av kustvatten inkluderar nio föroreningar som också finns i skrubberutsläppsvatten, t.ex. PAH:erna antracen, benso (a) pyren, benso (b) fluoranten, benso (g, h, i) perylen och fluoranten och metallerna arsenik, krom, koppar och zink. Som framgår av tabell 4 är koncentrationerna av arsenik, koppar och zink i 43-60% av de bedömda kustvattenförekomsterna för höga för att uppnå god status⁶⁵. För PAH:er klarade majoriteten av kustvattenförekomsterna enligt av bedömningen inte att nå god kemisk status för sediment med avseende på antracen (79%) benso (a) pyren (94%) och benso (g, h, i) perylen (100% (Tabell 5).

⁶⁵ VISS. 2019.

Tabell 4. Koncentrationerna av arsenik, koppar och zink är i 43-60% av de bedömda kustvattenförekomsterna för höga för att uppnå god status (VISS 2019).

Compartment		number of classified water bodies	% failing to achieve good chemical or ecological status
Water	Arsenic ¹	43	56%
	Chromium*	29	0%
	Copper*	28	43%
	Zinc*	48	60%
Sediment	Arsenic ¹	1	100%
	Chromium*	0	
	Copper*	125	23%
	Zinc*	3	100%

¹ used in WFD chemical status classification

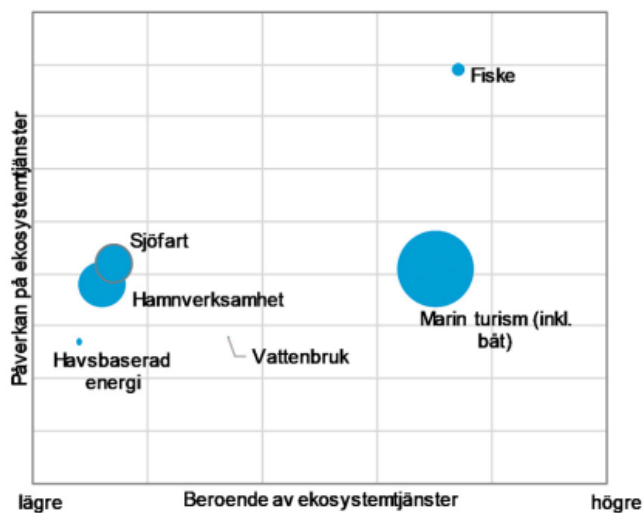
* used in the WFD ecological status classification

Tabell 5. Bedömning av PAH:er visar att majoriteten av kustvattenförekomsterna inte når god kemisk status för sediment med avseende på antracen (79%) benso (a) pyren (94%) och benso (g, h, i) perylen (100%).

Compartment		number of classified water bodies	% failing to achieve good chemical status
Water	Anthracene	3	0%
	Benzo(a)pyrene	5	20%
	Benzo(b)fluoranthene	6	0%
	Benzo(g,h,i)perylene	5	0%
	Flouranthene	2	0%
Sediment	Anthracene	73	79%
	Benzo(a)pyrene	16	94%
	Benzo(b)fluoranthene	0	0%
	Benzo(g,h,i)perylene	6	100%
	Flouranthene	82	13%
Biota	Benzo(a)pyrene	31	3%

Havsmiljödirektivet och skrubbrar

Påverkan, belastning och sedermera åtgärder för att nå god miljöstatus i havet riktar sig mot mänsklig aktivitet som kan påverka status på havsmiljön. Nedan figur 4 illustrerar relationen mellan olika maritima sektorer, deras beroende av havets ekosystemtjänster och hur stor deras relativa påverkan är på havsmiljön. Där bedöms sjöfarten ha relativt hög påverkan på havsmiljön medan den är mindre beroende av havets ekosystemtjänster.



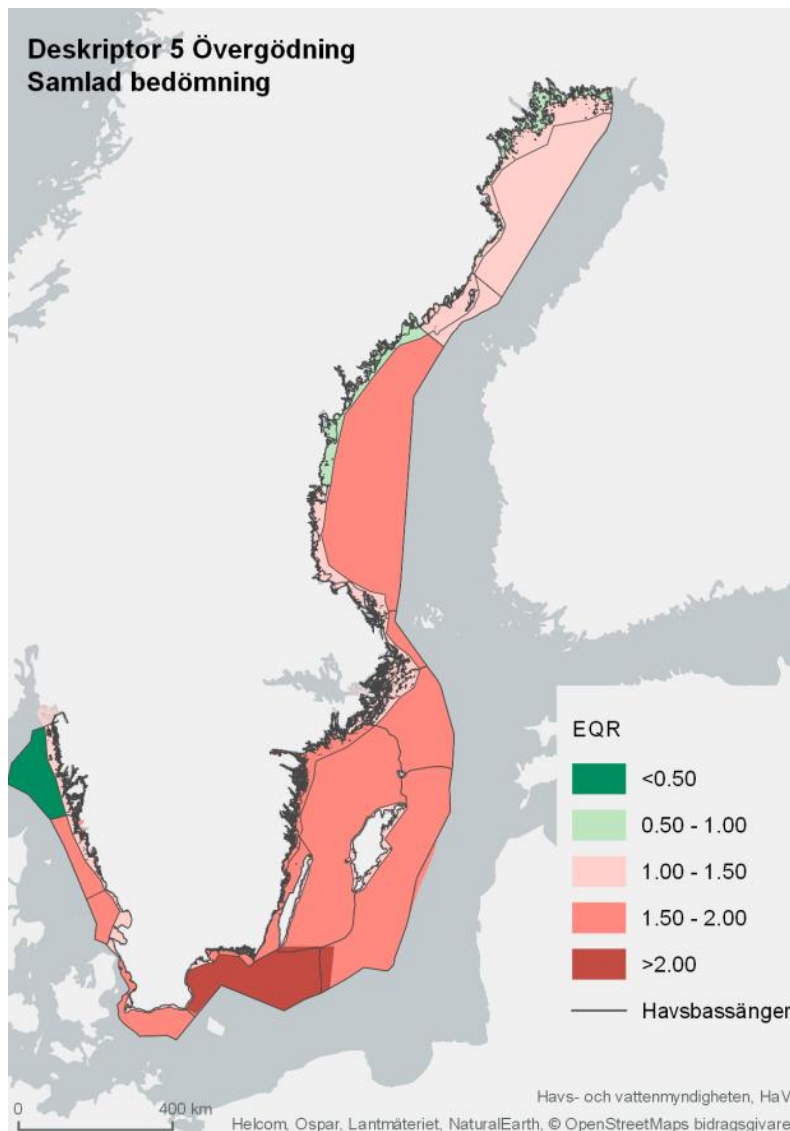
Figur 4. Relationen mellan olika maritima sektorer, deras beroende av havets ekosystemtjänster och hur stor deras relativa påverkan är på havsmiljön. Där bedöms sjöfarten ha relativt hög påverkan på havsmiljön medan den är mindre beroende av havets ekosystemtjänster. Storleken på bubblan representerar näringens relativa förädlingsvärde. Sammanlagt utgörs samtliga näringar i figuren ca 1,5 % av Sveriges totala BNP.

För bedömningen av farliga ämnen enligt havsmiljöförordningen vad gäller om god miljöstatus uppnås i svenska havsområden, framgår det av tabell 6 att vad gäller PBT-ämnen, dvs. persistenta (långlivade), bioackumulerande och toxiska (giftiga) alternativt mycket persistenta och mycket bioackumulerande, att *inga av Sveriges havsområden når god status*. Där ingår bl.a. de ämnen som återfinns i förhöjda halter i skrubberutsläppsvatten, kadmium, bly, kvicksilver och nickel och PAH:erna antracen och benso (a) pyren.

Tabell 6. Bedömningsresultaten för farliga ämnen, deskriptor 8. Grön/röd bakgrund indikerar att tröskelvärde(n) (TV) klaras resp. inte klaras i den utsträckning som definierar god miljöstatus enligt HVMFS 2012:18.

Kriterium/Indikator/ Kriteriekomponent		Västerhavet	Eg. Östersjön	Bottniska viken	Kommentar
D8C1, indikator 8.1A – Halter av farliga ämnen	Ämnen som uppträder som allmänt förekommande PBT-ämnen	4/6 ämnen klarar TV PBDE och kvicksilver klarar inte TV TBT ej bedömd	3/7 ämnen klarar TV PBDE, kvicksilver och TBT klarar inte TV	4/6 ämnen klarar TV PBDE och kvicksilver klarar inte TV Benso(a)pyren ej bedömd	PBDE och kvicksilver överskrider TV i samtliga områden. För dessa förväntas ingen eller långsam förbättring
	Övriga ämnen	7/7 ämnen klarar TV	6/7 ämnen klarar TV Kadmium klarar inte TV	7/7 ämnen klarar TV	Dioxiner och dl-PCB bör ses som fortsatt problematiska i Östersjön

Utöver att skrubbrar släpper ut farliga ämnen varav flera återfinns i prioämnesdirektivet, släpper de även ut kväveinnehållande ämnen som bidrar till övergödning av svenska vatten. En samlad bedömning av övergödningssituationen i svenska vatten illustreras av figur 5 för miljöbedömningen som gjordes 2018 där endast Skagerraks utsjövatten och vissa vattenförekomster i Bottniska viken bedömdes uppnå god miljöstatus.



Figur 5. Karta som beskriver den sammanvägda bedömningen av Deskriptor 5 Övergödning under havsmiljödirektivet. Ingen av Sveriges havsbassänger bedöms nå god miljöstatus förutom Skagerraks utsjö. EQR=ecological quality ratio.

Översiktlig kartläggning av förutsättningar och effekter för fartyg, rederier, hamnar och myndigheter vid införande av skärpt utsläppsreglering

Enkät om effekter utifrån olika regleringsalternativ

I samband med det webinarium som genomfördes den 24 april 2020 med anledning av regeringsuppdraget bjöd Transportstyrelsen in olika aktörer att svara på en enkät rörande möjliga effekter av skärpta krav för användning av skrubber. Sex intressenter svarade på enkäten som representerade fyra hamnar, ett rederi och en skrubbertillverkare. I enkäten beskrevs olika regleringsalternativ, som förbud att släppa ut skrubbertvättvatten inom svenskt inre vatten eller i delar av

inre vatten och skärpta utsläppsgränsvärden inom svenskt inre vatten samt skärpt utsläppsreglering för skrubbervatten inom SECA. Baserat på enkätsvaren har en översiktlig sammanställning gjorts av förutsättningar och effekter av olika regleringsalternativ.

Förutsättningar för fartyg

IMO beslöt hösten 2008 om en ändring av Annex VI som innebar en stegvis skärpning av tillåten svavelhalten i marina bränslen. Skärpningen gällde både den globala standarden och kraven inom svavelkontrollområden. Den 1 januari 2020 skärptes det globala kravet för svavelhalt från 3,50 viktprocent till 0,50 viktprocent utanför svavelkontrollområden. Inom svavelkontrollområden är högsta tillåtna svavelhalt 0,10 viktprocent.

Lågsvavlig bunkerolja eller och alternativa bränslen

Rederier kan välja att använda lågsvavligt (0,10 %) bränsle hela tiden. Men eftersom lågsvavliga bränslen är dyrare än högsvavliga (0,50 %) har fartyg normalt båda bränsletyperna ombord och växla mellan dem beroende om de befinner sig inom eller utanför svavelkontrollområde. En annan möjlighet att efterleva svavelkraven är att använda alternativa bränslen som t.ex. naturgas eller metanol som inte ger några svavelutsläpp. Fartyg som växlar bränsle måste göra det i god tid innan de går in ett område med skärpta utsläppsregler. Sker skiftet för sent riskerar rederiet att fortsätta släppa ut tvättvatten eller använda bränsle med otillåten svavelhalt i det utpekade området. Själva skiftetiden för bränsleanvändningen beror på fartygets bränslesystem och bränslekonsumtion.

Användning av skrubber

En skrubber är en typ av reningsutrustning som renar fartygs avgaser från svavel vid användning av högsvavligt bränsle. Det finns olika typer av skrubbar som använder färsk- eller havsvatten för att rena (tvätta) avgaserna.

Öppen skrubber

Tekniken för öppna skrubbar bygger på att avgaserna passerar genom en vattenspray som absorberar svavelföreningar vilket omsätter stora vattenvolymer. Det sura vattnet renas till viss del men innehåller fortfarande skadliga ämnen som tungmetaller och PAH:er när det åter släpps ut i havet. Används en öppen skrubber finns inte möjligheten att lagra tvättvatten ombord om man går in i områden med utsläppsförbud. Lösningen är att stänga av skrubbern och skifta till godkänt bränsle. För att göra det krävs att det finns utrymme ombord för både skrubber och flera tankar för olika typer av bränslen.

Stängd skrubber

De fartyg som helt kan stänga av skrubbern utan att så kallad "bleed off" släpps ut påverkas inte i någon större omfattning av ett förbud eller striktare krav på rening då tvättvatten kan samlas i en uppsamlingstank i stället för att släppas ut till omgivande vatten. När fartyget är utanför förbudsområdet kan skrubbervatten återigen släppas enligt gällande utsläppskriterier. Det kan också vara möjligt att lämna tvättvatten från uppsamlingstanken till en mottagningsanläggning i hamn. Hur mycket tvättvatten som kan samlas ombord på fartyg beror på hur stor

tankkapacitet det finns ombord. Mängden tvättvatten som behöver lagras ombord är kopplat till hur ofta fartyg är i område med utsläppsrestriktioner och/eller hur långa sträckor det går i området. Generellt sett har större fartyg bättre möjlighet att få plats med uppsamlingstank ombord.

Fartyg med stängd skrubber som inte helt kan stänga av utsläpp av "bleed off" tvättvatten måste stänga av skrubbern och skifta till godkänt bränsle när de går in i ett område med utsläppsförbud.

Hybridskrubber

Ett hybridsystem är en kombination av ett slutet och ett öppet system. Detta möjliggör en växling från ett öppet till ett slutet läge, vilket kan vara lämpligt för fartyg som trafikerar områden med olika utsläppsregler.

Fartyg med hybridskrubber måste ställa om i god tid innan det går in i ett område med striktare utsläppsregler så att tvättvatten kan gå till uppsamlingstank. Det uppsamlade vattnet kan antingen släppas ut när fartyget lämnat området med striktare utsläppskrav eller i lämnas i hamnar som har mottagningsanordningar. Behovet av en stor tank borde sannolikt vara större ju oftare fartyg är i området och/eller hur långa sträckor de går i området

Förutsättningar för hamnar

Hamnar kan behöva ta emot och hantera skrubbevatten om en skärpt utsläppsreglering medför att fartyg i större utsträckning väljer att samla upp tvättvatten i tankar ombord.

Utifrån de uppgifter som Transportstyrelsen fått in har inte hamnar fasta mottagningsanordning för att ta omhand skrubbevatten idag utan använder sig av tankbil när de har behövs. Skulle det bli ett förbud för utsläpp av tvättvatten inom vissa områden behöver hamnar ta ställning till om de ska fortsätta med tankbil eller om de ska bygga en mottagningsanordning.

Förutom en mottagningsanordning i hamnen måste även infrastrukturen i nästa led finnas och fungera för att det ska vara möjligt för hamnar att ta emot utsläppsvatten. Utifrån enkätsvaren är det osannolikt att hamnarna själva ska rena utsläppsvattnet utan det är mer sannolikt att det behöver finnas möjlighet att transportera tvättvattnet till ett reningsverk. Om hamnarna ska ta emot tvättvattnet efterfrågas en möjlighet att ta ut avgifter så att processen blir kostnadstäckande. Om hamnarna inte kan täcka uppkomna kostnader med avgifter från användarna kan det få negativ påverkan på dem. Sådana avgifter anser man endast bör tas ut av de rederier som faktiskt lämnar tvättvatten i hamnar, så inte kostnaden hamnar på fartyg eller rederier som kör på lågsvavligt bränsle. Av de svar som inkommit har det framkommit att efterfrågan att lämna tvättvatten än så länge har varit låg i hamnarna. Det har dessutom framkommit att de hamnar med billigast avgifter generellt belastas mest, vilket kan vara en aspekt att ta hänsyn till så att det inte blir olika avgifter mellan hamnar.

I och med att hamnar i allmänhet inte tar emot tvättvatten i dagsläget har de svårt att beräkna vad ändringar/mottagningsanordningar skulle kosta. En annan

försvårande faktor är att det inte går att förutsäga hur pass stort behov som fartyg kommer ha av att lämna tvättvatten. Hamnarna måste säkerställa tillräcklig lagringskapacitet, men det är svårt för dem att förutse behovet då det beror på hur rederierna väljer att deras fartyg ska efterleva skärpta utsläppsregler. Installation av mottagningsanordningar skulle innebära en ökad kostnad för hamnar i form av exempelvis mottagningsutrustning, hantering och administration, och hamnarna menar att det måste finnas en tydlig ansvarsfördelning mellan aktörer för att detta ska fungera.

I svaren som inkommit har det lyfts att ett nationellt förbud mot utsläpp av tvättvatten skulle underlätta för hamnarna i relation till dagens situation då de kan hamna i kläm mellan påtryckningar om införande av lokala förbud och sjöfartsbranschen önskan om att undvika lokala särregler.

Effekter av olika regleringsalternativ

Generellt för alla alternativ

Oavsett om reglering införs genom förbud eller striktare utsläppskrav inom ett utpekad område finns en risk att en överflyttning kan ske från sjöfarten till andra trafikslag. Ökade krav och kostnader kan innebära att sjöfarten blir mindre attraktiv och att aktörer väljer andra trafikslag som transportsätt.

Olika regler i olika områden av inre vatten och i olika länder kan förändra konkurrenssituationen och påverka trafiken till och från vissa hamnar och mellan Östersjöländer i högre utsträckning. Värt att notera är att mindre fartyg som enbart trafikerar Sveriges inre vatten eller delar av svenskt inre vatten inte har utrymme ombord för att installera en skrubberutrustning. Dessa fartyg framdrivs av lågsvavlig gasolja för att uppfylla svaveldirektivets krav och påverkas inte av de olika regleringsalternativen nedan. Detsamma gäller fartyg som drivs med alternativt bränsle som till exempel LNG och metanol.

Oavsett reglering är det viktigt med uppföljning av efterlevnaden. Hamnaktörer i enkätundersökningen har lyft fram att ansvaret för uppföljningen bör ligga på myndighetsnivå och inte på enskilda hamnar.

Till Transportstyrelsen har åtta svenskflaggade fartyg anmält att de ska installera skrubbrar och fått intyg om överensstämmelse angående idriftsättning av skrubber. Två intyg gäller för stängda skrubbrar, två intyg för hybridskrubbrar och fyra intyg för öppna skrubbrar installerade ombord. I IMOs databas GISIS⁶⁶ finns fem svenskflaggade fartyg registrerade med ett typgodkännande på skrubberutrustningen. Tre fartyg har öppna skrubbrar och två har hybridskrubbrar. Att tre fartyg inte finns med i GISIS kan bero på att de inte fått sina skrubberutrustningar typgodkända av klassen eller att de inte blivit inrapporterade i GISIS.

⁶⁶ Global Integrated Shipping Information System (GISIS)

Regleringsalternativ 1: Totalt utsläppsförbud av skrubbervatten i...:

- Sveriges inre vatten,
- vatten som omfattas av vattenförvaltningens miljö kvalitetsnormer
- delar av svenskt inre vatten

Ett totalt förbud mot utsläpp inom hela området som omfattas av svenskt inre vatten innebär en tydlighet för alla inblandade aktörer om vad som gäller och vart, till skillnad mot en reglering i delområden inom inre vatten.

Konsekvenser för miljön

De nya reglerna av svavelutsläpp till luft har i och med skrubberanläggningar på fartyg inneburit att många miljöfarliga ämnen numera förs ner i vattenmiljön. Ett förbud skulle innebära att miljöbelastningen från denna typ av ämnen inte ökar i grunda och känsliga havsområden/samt inre vattenvägar, där utsläppen gör som mest skada. Vid beslut av förbudsområdets gränser bör man ta hänsyn till att ett totalt utsläppsförbud möjligen innebär en ökad belastning i omkringliggande områden, då fartyg med hybridskrubber släpper ut uppsamlat skrubbervatten. IMO:s regler för skrubbervatten behöver efterlevas och hela den uppsamlade volymen skrubbervatten kan därmed inte släpps ut på en gång. Skrubbervattnet behöver därför långsamt släppas ut i havsvattnet runt omkring. Ett förbud kan således innebära att vissa områden får en högre miljöbelastning än vad som annars varit fallet. Dessa aspekter behöver hanteras vid gränssättningen av förbudsområdet så att miljöpåverkan minimeras. I första hand bör skrubbervattnet lämnas i hamn för att minska miljöbelastningen och det är viktigt att det finns ekonomiska incitament för att detta görs, se vidare rubrik konsekvenser för hamnar. I annat fall innebär ett förbud endast att utsläppen flyttas, dock till mindre känsliga områden. Ett förbud ökar sannolikt incitamenten att övergå till lågsvavelbränsle istället för skrubber, vilket skulle minska utsläppen totalt.

Konsekvenser rederier och fartyg

Generellt kommer ett förbud innebära ökade kostnader för fartygen, dels i investeringar men också en fler arbetsmoment vid byte av bränsle eller skrubberdrift. Oavsett om reglering införs genom förbud eller striktare utsläppskrav inom ett utpekad område finns en risk att en överflytt kan ske från sjöfarten till andra trafikslag. Ökade krav och kostnader kan innebära att sjöfarten blir mindre attraktiv och att aktörer väljer andra trafikslag som transportsätt. Olika nationella regler kan förändra konkurrenssituationen och påverka trafiken till och från vissa hamnar och mellan Östersjöländer i högre utsträckning. I dagsläget har Norge, Tyskland, Estland, Lettland och Litauen infört restriktioner med olika omfattning⁶⁷. Att fler nationella förbud införs kan leda till en osäkerhet hos rederier som istället väljer att installera andra alternativ än skrubber för att uppfylla utsläppskraven om man inte kan använda dom i alla havsområden.

⁶⁷ <https://www.nepia.com/industry-news/no-scrubs-more-ports-declare-ban-on-egcs-discharges-update/>.

Olika fartyg kommer att anpassa sig till en reglering utifrån sina förutsättningar. Alla fartyg kan välja att övergå till lågsvavligt bränsle, uteslutande eller enbart när det trafikerar ett förbudsområde. Lågsvavelbränsle är dyrare men prisskillnaderna varierar över tid. Differensen minskade under första halvåret 2020. Historiskt har dock skillnaden i pris varit stor, vilket inneburit att det varit lönsamt för fartygen att investera i skrubberanläggningar. Investeringskostnaden för skrubber beror på typ och storlek. Två miljoner kan användas som ett riktvärde men det kan vara betydligt dyrare än så. Differensen mellan de två bränslena (och även alternativa bränslen) är svårt att prognostisera. Denna utredning konstaterar endast att priset påverkar hur fartygen kommer att anpassa sig till ett förbud, dvs om de investerar i skrubber eller väljer annat bränsle.

Fartyg som i dag har hybrid- eller stängd skrubber (ca 81 procent av fartygsskrubbar i Östersjön, se bilaga 2) kan fortsätta att använda dem men samla tvättvattnet i tankar. Tankarna kommer behöva tömmas i hamn eller släppas ut utanför förbudsområdet. Sverige har i GISIS två fartyg som installerat hybridskrubber.

Att samla upp skrubbervattnet skulle inte vara möjligt för fartyg med öppen skrubber, med tanke på de stora vattenvolymer. Fartyg som idag har öppen skrubber kan välja att installera en hybrid/stängd skrubber, eller gå över till att använda lågsvavligt bränsle. Sverige har i GISIS tre fartyg med öppna skrubbar installerade som skulle påverkas. Utifrån branschenkät verkar det osannolikt att fartyg som investerat i öppen skrubber skulle välja att investera i ny skrubber, i synnerhet om de sällan trafikerar områden med restriktioner. Troligen kommer dessa fartyg istället byta bränsle om de måste gå in i ett förbudsområde. Om rederiet har möjlighet, kommer fartyg med öppen skrubberlösning istället användas i områden/länder som saknar restriktioner (eller omvänt om Sverige saknar reglering).

Rederinäringen kan minska konsekvenserna i viss utsträckning genom att styra om rutter mellan fartyg men ett förbud kommer innebära ökade kostnader för fartygen som trafikerar svenskt vatten.

I Östersjön har endast cirka 19 procent av fartygen en öppen skrubberlösning men internationellt är förhållandena de motsatta där 81 procent har en öppen lösning (bilaga 2). Den befintliga Östersjöflottan har således bättre förutsättningar än branschen som helhet att efterleva hårdare regler mot öppna skrubbar. Detta kan innebära en konkurrensfördel och eventuellt ökade volymer i framtiden.

Ett utsläppsförbud av skrubbervatten i olika delar av svenskt vatten kan t.ex. innebära att fartygen måste växla mellan bränsletyp och/eller teknik oftare för att anpassa sina utsläpp. Det blir också svårare för fartygen att efterleva ett regelverk som innebär att de tvingas byta teknik/bränsle fram och tillbaka längs vägen. I enkätsvaren har det framkommit att det redan i dag finns problem vid gränsområden mellan olika svavelkrav (SECA-gränsen i Engelska kanalen).

Konsekvenser för hamnar

Det kan medföra en större osäkerhet för hamnar om vilken beredskap de måste ha för mottagning av skrubbervatten beroende på vilket alternativ rederier väljer för

att efterleva kraven. Tankbilar används i flera fall i nuläget för tömning av skrubbervatten men fler hamnar kan komma att investera i en fast anläggning om ett förbud införs.

Skrubbar har lett till ökade utsläpp av flera miljöfarliga ämnen till vatten som sedimenterar på havsbotten. För hamnar kan detta komma att påverka ansvaret för efterbehandling och även möjligheter till utbyggnad. Ett förbud mot skrubbervattenutsläpp skulle minska denna risk

Konsekvenser myndigheter

Transportstyrelsen

En eventuell reglering innebär ett föreskriftsarbete för myndigheten för att införa kravet i svensk rätt, som schablonmässigt uppskattas till 300 000 kr. Utöver föreskriftsarbete tillkommer informationskampanjer till bransch, utbildning av inspektörer som ska genomföra tillsyn samt diverse administrativt arbete som checklistor för tillsyn, nya förrättningar för tillsyn och avrapportering i myndighetens egna datasystem, avgiftsrutiner för genomförd tillsyn. Detta är vanligt förekommande då regelverk ändras regelbundet. Det bedöms inte bli fler tillsynstillfällen med striktare regler.

Det finns det stora ekonomiska incitament att bryta mot gällande regelverk. Sannolikheten för en ökad andel överträdelser bedöms därför som högre om man inför en eventuell hårdare reglering jämfört med situationen idag. Det är av största vikt att genom en effektiv tillsyn motverka risken för konkurrensnedvridning. För att få detta att fungera krävs gedigna verktyg till inspektörerna. Dagens tillsyn av svaveldirektivet inriktar sig på utsläpp till luft. I kommissionens genomförandebeslut (EU) 2015/253 av den 16 februari 2015 om regler om provtagningen och rapporteringen enligt rådets direktiv 1999/32/EG finns krav på medlemsstaternas kvalitativa provtagning av oljeprover för kontroll gällande svavelhalten i marina bränslen. Där finns även möjlighet att minska antalet oljeprovtagningar genom att använda fjärranalysteknik eller Quick Scan-metoder, vilket Sverige gör. Genomförandebeslutet har inga krav på provtagning av tvättvatten från skrubbar vilket borde vara rimligt om ett internationellt krav på förbud eller striktare utsläppskrav införs. Tillsynen idag består enbart av en dokumentationskontroll av skrubberutrustningens loggböcker att den varit aktiv och renat tvättvattnet till de nivåer som regelverket kräver. Det finns även praktiska svårigheter att välja ut tillsynsobjekten som är utrustade med skrubber eftersom den informationen inte finns i Transportstyrelsens fartygsdatabaser. Tillsynen av fartyg som är utrustad med skrubber blir därför en tillfällighet som upptäcks i samband med att Transportstyrelsen gör kontroll av svavelhalten i bunkerbränsle.

I dag anses en skrubber uppfylla utsläppskriterierna genom att den efter installation är certifierad och typgodkänd. Därefter finns inga krav på regelbunden tillsyn av utrustning. Efter typgodkännande läggs denna information in i IMOs databas GISIS.

Regleringsalternativ 2: Förbud mot att släppa ut skrubbevatten om det överskrider vissa gränsvärden i...:

- Sveriges inre vatten,
- vatten som omfattas av vattenförvaltningens miljö kvalitetsnormer
- eller

Regleringsalternativ 3: Förbud mot att släppa ut skrubbevatten om det överskrider vissa gränsvärden i...:

- delar av Sveriges inre vatten

Konsekvenser för miljön

Vilka gränsvärden som beslutas påverkar hur fartygen anpassar sig till dem. Om gränsvärden sätts utifrån den nivå som vattenmiljön kan tänkas klara, kommer konsekvenserna likna dem som redovisas under ett förbud i regleringsalternativ 1. Detsamma om gränsvärden sätts på den nivå som dagens bästa skrubberanläggningar klarar. Det kan dock se annorlunda ut om några år då produktutvecklingen kommit längre. Om gränsvärdena istället sätts som ett medelvärde för vad skrubbers idag klarar kommer fartygens anpassning ske på annat sätt än vid förbud. Även investeringsbeslut för nya fartyg och anpassning av äldre påverkas av gränsvärdenas nivå.

Miljöeffekterna och dess kostnader beror till stor del på vilken gränsvärden som tillåts, vilket gör konsekvenserna svåra att uppskatta. Vid gränsvärden istället för förbud kommer miljöbelastningen dock att fortgå inom känsliga områden. I branschenkäten framfördes att det kan bli sekundära effekter när dessa ämnen sprids i samband med muddring. En annan miljöaspekt är att riskerna minskar något för att fartyg släpper ut uppsamlat skrubbevatten nära gränsen till det reglerade området.

Konsekvenser rederier och fartyg

En reglering som innebär att Sverige kräver en viss typ av reningsteknik och/eller inför ett eget lokalt gränsvärde kan leda till både svårigheter och oklarheter för aktörerna. För fartyg som passerar områden med olika regler kan det också innebära fler moment i arbetet eftersom att de då är tvungna att oftare anpassa sin bränsle- och/eller skrubberanvändning. Sverige bör med fördel införa identiska gränsvärden som andra närliggande länder, samt aktivt bedriva ett harmoniseringsarbete mellan länder.

Fartyg som har dagens hybrid- eller stängd skrubber kan fortsätta att använda dem men samla tvättvattnet i tankar. Det skulle inte vara möjligt för fartyg med öppen skrubber med tanke på de stora vattenvolymerna. Fartyg som idag har öppen skrubber skulle då tvingas välja att installera en hybridskrubber eller en stängd skrubber alternativt gå över till att använda lågsvavligt bränsle om befintlig reningsteknik kan förbättras för att uppfylla skärpta krav. Utifrån enkätsvaren

verkar det dock osannolikt att fartyg skulle välja denna investering i förbättrad reningsteknik om de sällan är i områden med skärpta utsläppsgränsvärden.

Konsekvenser hamnar

Om det utvecklas reningsteknik som efterlever skärpta utsläppsgränsvärden innebär det, jämför med ett utsläppsförbud, ändå ett visst fortsatt utsläpp av miljöfarliga ämnen. I enkätsvaren framförs att bottensediment kan bli förorenade. Det ger en sekundär miljöeffekt om miljöfarliga ämnen sedan sprids i samband med muddring. Miljöeffekterna och dess kostnader beror till stor del på vilken utsläppsnivå som tillåts, vilket gör konsekvenserna svåra att uppskatta.

Konsekvenser myndigheter

Transportstyrelsen

Det är också svårt att se hur en effektiv tillsyn skulle genomföras om gränsvärden införs, troligtvis blir tillsynen svårare och mer resurskrävande att bevisa att ett fartyg har växlat bränsle/eller teknik i rätt tid för att klara olika gränsvärden. Ett utsläppsförbud av skrubbevatten i olika delar av svenskt vatten kan t.ex. innebära att fartygen måste växla mellan bränsletyp och/eller teknik oftare för att anpassa sina utsläpp. Erfarenheten från andra myndigheter runt SECA redovisar att det är svårt för både fartyg och tillsynsmyndigheter vid gränsområden mellan olika svavelkrav. Det bedöms inte bli fler tillsynstillfällen med striktare regler.

Regleringsalternativ 4: Striktare utsläppskrav...

- inom områden på internationellt vatten

En internationell reglering kan innebära både ett förbud för utsläpp av skrubbevatten, krav på striktare utsläppsnivåer eller andra operativa krav. Operativa krav kan vara att utsläpp får endast göras på ett visst område, att fartyget ska ha en viss hastighet, på ett visst djup.

Konsekvenser för miljön

Ett förbud på internationellt vatten skulle innebära att miljöbelastningen minskar på ett större havsområde. Med påverkan från vindar, omrörning i havet och djup skulle detta alternativ ge ännu mer positiv effekt på grunda och känsliga havsområden i det inre vattnet.

Konsekvenser för rederier och fartyg

Generellt tycker man att det är positivt med internationella regler som gäller globalt eftersom det ger en tydlighet till aktörer om vad som gäller inom olika vattenområden oavsett vart i världen de befinner sig. Det innebär även lika villkor för samtliga inom sjöfartsbranschen.

Konsekvenser för myndigheter

Transportstyrelsen

En internationell reglering är lättare att utöva tillsyn på. Genom att regler införs internationellt får det en större respekt inom branschen.

Framtagandet av tillsynsrutiner, utbildning och informationsinsatser underlättas på så sätt att Port State Control (hamnstatskontroll) och Paris MoU⁶⁸ tar fram administrativt material till medlemsstaterna gällande tillsyn och utbildning av inspektörer. En internationell reglering kan innebära fler tillsynstillfällen då Paris MoU kan besluta om kampanj med krav på fler tillsyner av fartyg utrustade med skrubber.

Övrigt

I enkätsvaren framkom att det var svårt att avgöra hur rederier och hamnar påverkas då regleringsalternativ fyra inte tydligt beskrev vilka områden på internationellt vatten som avsågs.

⁶⁸ Hamnstatskontroll (Port State Control) är en inspektion av utländska fartyg som angör en nations hamn. Avsikten att kontrollera att fartygen lever upp till internationellt fastställda krav, att besättningen har rätt kompetens, och att de internationella regelverken (Solas, Marpol och [STCW](#)) efterlevs. Denna verksamhet regleras genom [hamnstatskontrolldirektivet \(2009/16/EG\)](#) och "[Paris Memorandum of Understanding on Port State Control](#)".

Diskussion

Svaveldirektivets syfte är att förbättra människors hälsa genom att minska utsläpp till luft, vilket har skett med cirka 80 % sedan direktivet infördes. Det finns olika sätt att uppfylla svaveldirektivets krav, dels genom att använda marint bränsle med låg svavelhalt, dels genom att använda alternativa bränslen som har låga emissioner av svavel, till exempel naturgas (LNG) eller metanol. Om man väljer att använda högsvavligt bränsle kan man installera en avgasreningsmetod, så kallad skrubber, som tvättar rökgaserna från svavel. Den sista metoden innebär att man flyttar utsläpp från avgaserna från fartyget efter viss rening ombord till att släppas ut i havet genom tvättvattnet från skrubbern. Med i tvättvattnet ingår förutom svavel många andra komponenter som ingår i marint bränsle, bland annat tungmetaller och polyaromatiska ämnen (PAH). Svaveldirektivet har varit effektivt för att uppnå syftet att minska utsläpp till luft men har samtidigt bidragit till ökade utsläpp till vatten genom användningen av skrubbertekniken.

Det vanligaste bränsle på marknaden som uppfyller svaveldirektivet är gasolja, MGO eller dieselolja, MDO. Efter SECA med krav på svavelhalt på 0,1 % infördes 2015 har det kommit nya bränsletyper på marknaden, så kallade hybridbränslen. Genom samarbetet med Chalmers och den fjärrmätning av utsläppen från fartyg som sker på Öresundsbron och på Älvsborgs fästning har man konstaterat att andelen partiklar i luften har ökat när fartyg använder hybridolja. Denna ökning av partiklar ger en negativ effekt av hälsoeffekterna och motverkar syftet med införandet av svaveldirektivet.

Litteraturstudien i denna rapport visar på att tvättvatten från skrubbar är en källa till både tungmetaller, PAH:er och övergödande ämnen i form av kväveoxider. Beräkningarna visar på att den mängd metaller och PAH:er som kommer från utsläpp av skrubbevatten är högre än det som släpps ut från de fartygsgenererade utsläppen läsvatten och grå- och svartvatten. Beräkningarna tyder på att det genom skrubbevatten släpps ut 3,1 gånger mer koppar, 9,4 ggr mer bly, 12 ggr mer kvicksilver, 4,9 ggr mer zink och flera hundra gånger mer PAH:er. En uppskattad total årlig volym av skrubberutsläppsvatten för år 2019 inom svenska EEZ var $7,89 \times 10^7 \text{ m}^3$ för öppen skrubber och $2,55 \times 10^4 \text{ m}^3$ för stängd skrubber. Volymerna associerade med skrubberanvändning med öppen skrubber är mycket större än volymerna från användning av stängd skrubber, främst på grund av installationen av de olika systemen men också på grund av att öppna skrubbar dominerar marknaden. År 2019 fanns det 91 fartyg i Östersjön som använde skrubber. Av dessa var 9 fartyg utrustade med stängd skrubber. Det finns det indikationer på att fler fartyg installerar skrubbar vilket medför en risk för att denna källa kommer att öka sin belastning på den marina miljön.

Målet Ren luft ska inte nås på bekostnad av den marina miljön vilket tydliggörs i Sveriges miljökvalitetsmål om Frisk luft, Bara naturlig försurning, Hav i balans samt levande kust och skärgård och i Agenda 2030. Den litteraturstudie som Chalmers genomfört visar att belastningen på kustnära områden redan överskrider för de vanligaste tungmetallerna, som också ingår i marina bränslen. Studien redovisar att det finns vetenskapligt dokumenterat att dessa tungmetaller påverkar den marina miljön, till viss del genom ekotoxikologiska studier på växtplankton.

Eftersom frågan även är på aktuell inom IMO med ny agendapunkt är det viktigt att relevant data levereras för att kunna ta välgrundade beslut. GESAMP har på PPR 7 påtalat brist av vissa ekotoxikologiska studier. Chalmers och IVL har inte haft möjlighet att leverera några av dessa studier inom ramen för detta uppdrag och därför föreslår Transportstyrelsen och Havs- och vattenmyndigheten ett nytt regeringsuppdrag där man har möjlighet att analysera ekotoxikologiska resultat och även analysera dessa i relation till kostnader för branschen. Resultatet från samtliga studier kan även redovisas genom en inlagga till IMOs nya agendapunkt. En bedömning behöver dock göras för att avgöra om den specifika frågan omfattas av den EU-kompetensen på området och en dialog behöver föras med EU-kommissionen om detta.

Det finns flera alternativ till att skärpa dagens reglering. Ett sätt är att förbjuda utsläpp av tvättvatten på svenskt inre vatten eller på delar av svenskt inre vatten (hamnar). Ett annat alternativ är införa striktare utsläppsnivåer på svenskt inre vatten eller genom en internationell reglering. För svensk del är det viktigt att poängtera att reglering av olika tekniker för att minimera negativ miljöpåverkan från sjöfart är inte ett alternativ att föredra. Istället bör fokus vara på att reglera utsläppen, t.ex. farliga ämnen, för att minimera dessa till den akvatiska miljön. Därför bör man inte fokusera på skrubbers som tekniklösning för efterlevnaden av reglerna för svavelhalt i marint bränsle, men användningen av tekniken ska inte få medföra en ökad miljöbelastning. Däremot är det i det här fallet olyckligt att man genom att införa reglering som medför bland annat positiva effekter på mänsklig hälsa tillåter en lösning som istället medför problematik i havsmiljön. Man flyttar helt enkelt ett problem från luften ner i havet.

Alternativet att införa striktare utsläppsgränsvärden förefaller, mot bakgrund av de fakta som finns i dagsläget, vara svårt. De vetenskapliga data som idag finns rörande kemisk och ekotoxikologisk karakterisering av skrubbevatten är otillräckliga. Dessutom tillkommer den allmänna utmaningen med att riskbedöma effekter av kemiska blandningar i miljön, samt att innehållet i skrubbevatten varierar med vilket bränsle, vilka smörjoljor och vilken motor som används, är det ett enormt arbete att snabbt försöka få fram tillräckligt bra vetenskapligt underlag. När mer underlag inkommit i framtiden kan detta alternativ vara en möjlig väg framåt. En nationell reglering som innebär att Sverige inför ett gränsvärde kan leda till både svårigheter och oklarheter för alla aktörer. Utifrån enkätsvaren verkar det osannolikt att fartyg skulle välja en investering i förbättrad reningsteknik om de sällan är i områden med skärpta utsläppsgränsvärden. Ett alternativ som är mer rimligt är internationell reglering om förbud om utsläpp av tvättvatten inom ett visst geografiskt område och med tillägg av operativa krav. Detta kan vara förbud mot utsläpp av tvättvatten inom 12 nautiska mil, utanför detta område är det tillåtet under förutsättning att fartyget har en viss hastighet och befinner sig på ett visst djup. En sådan reglering är vanlig inom MARPOL för utsläpp av t.ex. svartvatten och lastrester. En djupare analys av möjligheterna för att driva och få stöd för en sådan handlingslinje internationellt behöver göras och kan vara en del av ett fortsatt uppdrag.

Olika regler, oavsett om det gäller förbud i delar av inre vatten eller striktare krav på utsläpp, kan förändra konkurrenssituationen och påverka trafiken till och från vissa hamnar samt mellan Östersjöländer i högre utsträckning. Det skulle inte heller vara praktiskt att ha olika utsläppskrav i olika nationella områden för branschen då fartyg tvingas byta teknik/bränsle vilket enkätsvaren visar är problematisk i dagsläget vid SECA-gränsen.

Utifrån de uppgifter som Transportstyrelsen fått in har inte hamnar fasta mottagningsanordning för att ta omhand skrubbevatten idag utan använder sig av tankbil när de har behövs. Ett förbud mot utsläpp av tvättvatten inom vissa områden skulle innebära att hamnar behöver ta ställning till om de ska fortsätta med tankbil eller om de ska bygga en mottagningsanordning.

Inte heller är det lätt att kontrollera efterlevnaden ur ett tillsynsperspektiv med olika regler i olika områden. Oavsett reglering är det viktigt med uppföljning av efterlevnad. Det har inte heller framkommit att det är motiverat ur ett miljöperspektiv med olika regleringar inom Sveriges territorium.

Enkäterna visar att ett förbud mot utsläpp av tvättvatten som omfattas av svenskt inre vatten innebär en tydlighet för alla inblandade aktörer om vad som gäller och vart, till skillnad mot en reglering i delområden inom inre vatten.

I svaren som inkommit har det lyfts att en reglering på som gäller för hela Sverige skulle underlätta för hamnarna i relation till dagens situation när vissa hamnar infört egna förbud. Ett alternativ för de fartyg som har tankkapacitet att lagra tvättvatten är givetvis att inte lämna i land utan istället släppa ut när fartyget är åter på tillåtet vatten.

En effekt av att fler stater och hamnar förbjuder utsläpp av skrubbevatten och oförutsägbarhet med olika utsläppsnivåer och svårigheter med teknikväxling och bränsleskiften kan bli att färre rederier väljer att installera skrubber. En annan effekt är att det blir mindre lönsamt att installera skrubber. Fartyg använder då istället andra bränslen än tjockolja, som är mindre miljöskadliga. I förlängningen kan detta förhoppningsvis också leda till att introduceringen och användningen av bränslen som medför lägre koldioxidutsläpp ökar.

Generellt verkar Sverige för att de regler som antas inom IMO ska vara globala och att åtgärder ska vara flaggstatsneutrala så att samma förutsättningar gäller för alla. Ett internationellt regelverk som inte enbart gäller inom ett visst geografiskt område innebär att fartyg, rederier och andra intressenter påverkas på samma sätt och en global tillämpning kommer inte skapa obalans eller ge vissa regioner/stater fördel eller nackdel framför någon annan. Det ger också en större tydlighet och förutsägbarhet om vad som gäller inom olika vattenområden oavsett vart i världen fartygen befinner sig. Nationella lösningar kan leda till utflaggning och är mindre effektivt. I första hand bör Sverige driva frågan internationellt vilket även enkätsvaren redovisar från både hamn- och branschsidan. För rederibranschen är det främst för att inte få en snedvriden konkurrens i en redan hårt utsatt affärsområde. Samtidigt ser vi ett behov av att aktivt minska miljöpåverkan i kustnära områden. Införandet av reglering inom IMO är en tidskrävande process som många gånger tar årtionden att genomföra, t.ex. så infördes reglering av svavelinnehåll i marina bränslen först 2005. Femton år senare har svavelinnehållet sänkts till 0,5% globalt. Ett annat exempel är att vetenskapliga studier började rapportera om negativa effekter på marina organismer från tri-

butyl-tenn innehållande båtbottnfärger i slutet av 1980-talet. Därefter har hundratals studier publicerats i ämnet, som visar på samma problematik. Först 2001 antogs AFS⁶⁹ konventionen och den trädde i kraft 2008. Att arbeta för internationell reglering av utsläpp av skrubbevatten är det mest effektiva och konkurrensneutrala alternativet, däremot är det säkerligen en tidskrävande process. Därför är det rimligt att Sverige, utifrån försiktighetsprincipen, arbetar parallellt med internationella processer och förbereder ett nationellt förbud mot utsläpp av tvättvatten från skrubbrar inom svenskt inre vatten.

Ändrade regler innebär nya förutsättningar för befintliga fartyg och för rederier som tagit långsiktiga beslut om efterlevnadsmetoder utifrån gällande regelverk. Det kan därför vara motiverat att skärpta regler innefattar övergångsregler för befintliga fartyg som har installerat skrubberteknik. Övergångsregler bör utformas så att de tar hänsyn till miljön och är proportionerliga i förhållande till de investeringar som gjorts.

Eftersom det råder EU-kompetens på området kan Sverige inte driva frågan inom IMO utan att det finns en EU-gemensam handlingslinje som medger det. Det finns i dagsläget ingen fastställd handlingslinje inom EU avseende vilken typ av reglering EU-länderna ska förespråka. För att kunna påverka utvecklingen av arbetet inom IMO behöver Sverige i första hand vara med och påverka i framtagandet av den EU-gemensamma handlingslinjen samt EU-gemensamma inlagor till IMO. I dagsläget har inte Transportstyrelsen och inte heller HaV en komplett bild av vilka medlemsstater inom EU som förespråkar de olika möjliga vägarna framåt avseende reglering. Det kan dock förutsättas att det kommer att finnas svårigheter att enas även inom EU-kretsen om en gemensam handlingslinje. Den handlingslinje som EU-kretsen kan enas om kommer dock att ha stöd från alla EU:s medlemsländer när frågan drivs inom IMO. Eftersom att det redan finns andra länder i världen som har infört nationella utsläppsrestriktioner bedöms det också som möjligt att få stöd från dessa länder för den framtida EU-gemensamma handlingslinjen inom IMO. I övrigt har Transportstyrelsen i dagsläget ingen klar bild över vilken inställning övriga länder har i frågan.

Fortsatt uppdrag

För en svensk internationellt driven linje för striktare utsläppsparametrar för de ämnen som idag regleras i tvättvatten från skrubbrar, behövs ytterligare kunskaps- och dataunderlag på *innehåll och koncentrationer av dessa ämnen i skrubbevatten*. I dagsläget är detta underlag bristfälligt och skrubbevatten har för forskare varit svårt att få tillgång till. Det ökade kunskaps- och dataunderlaget gäller:

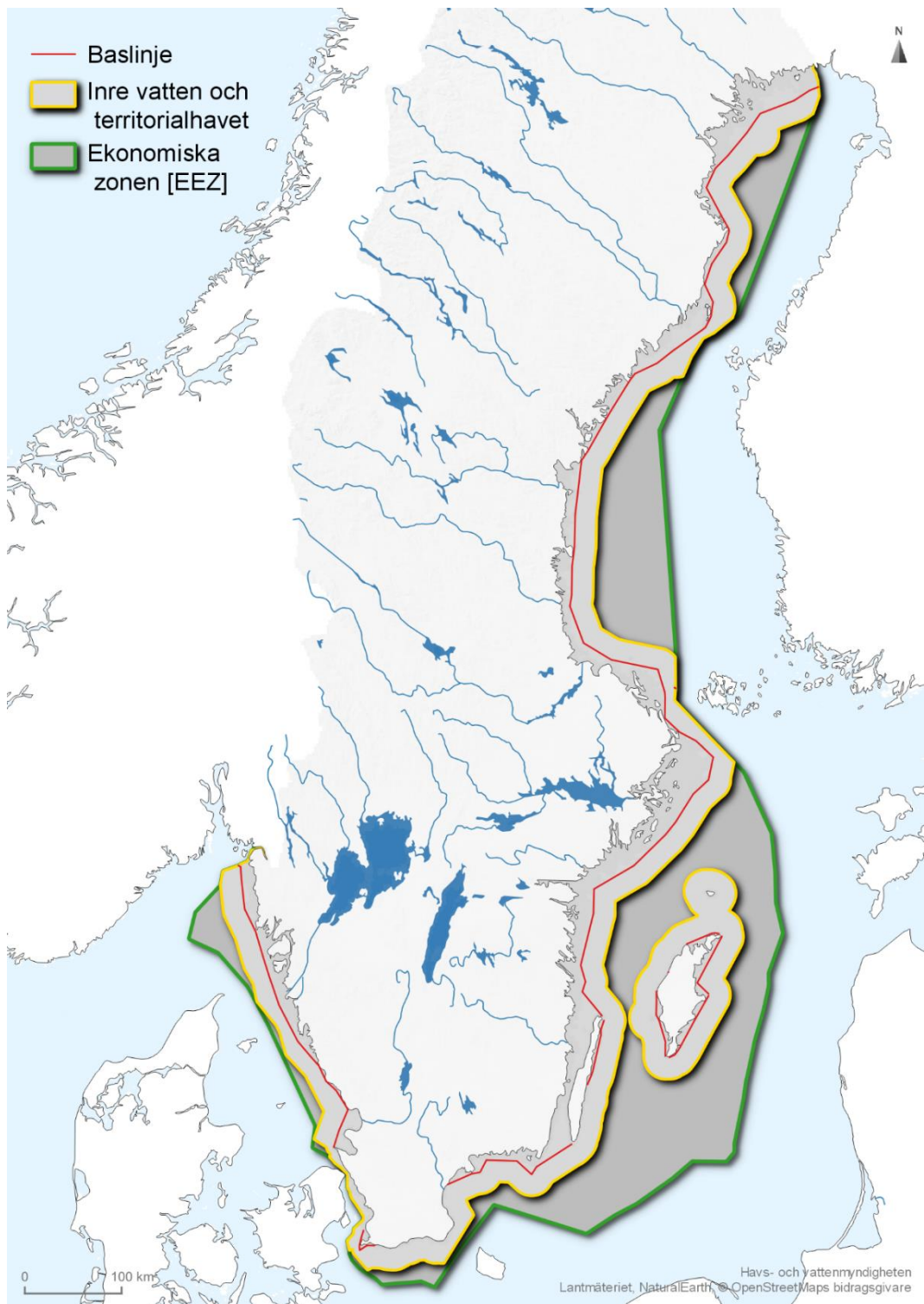
- källorna ombord som orsakar föroreningarna
- ekotoxicitet som fokuserar på sub-letala effekter (reproduktionsstörning, födosöksbeteende, tillväxtparametrar)

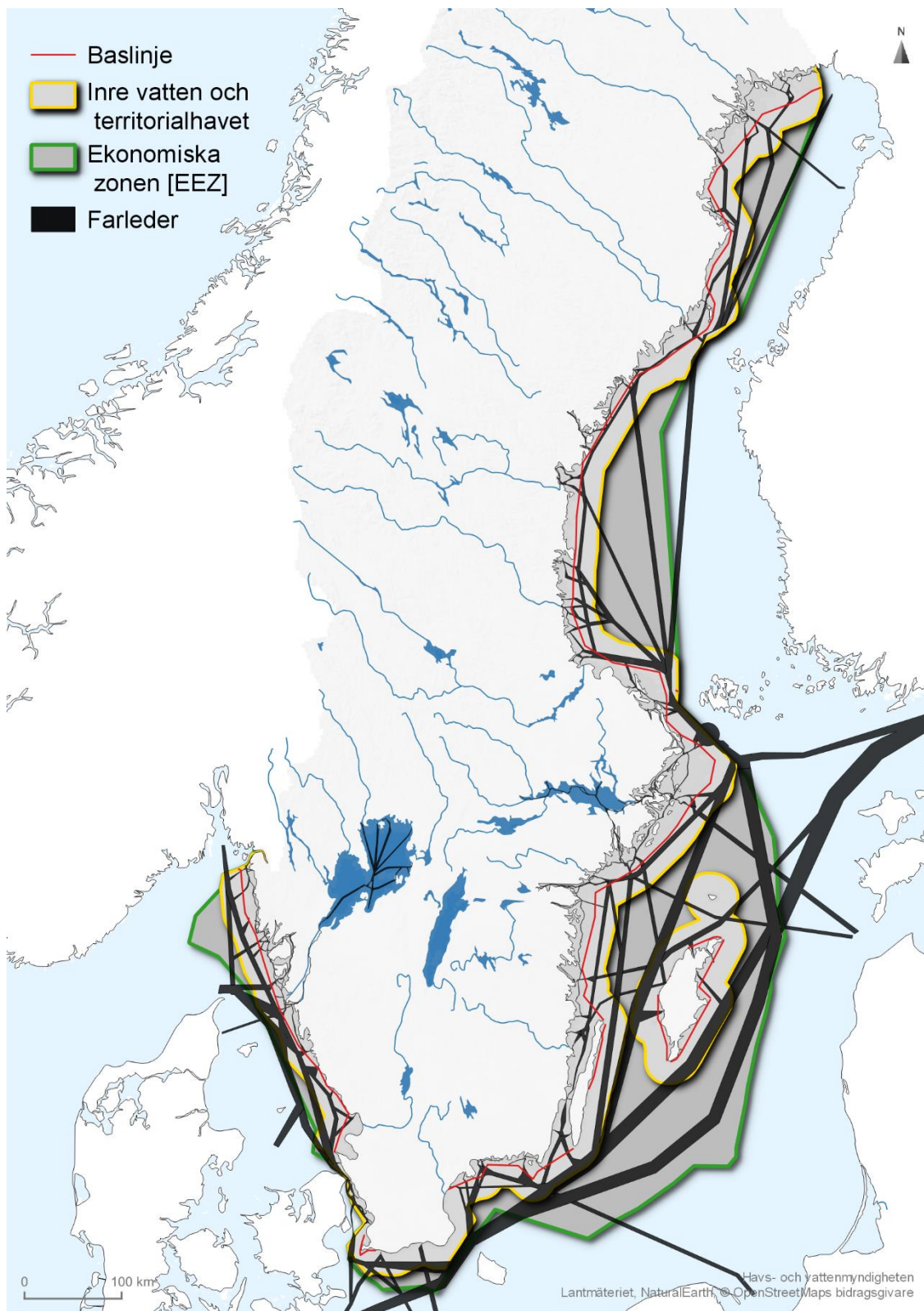
⁶⁹ International Convention on the Control of Harmful Anti-fouling Systems on Ships

- ökad kunskap om vilka ämnen som skrubbrar släpper ut
- modellering av utsläpp i olika akvatiska miljöer

Därefter kan Sverige *ge förslag på uppdaterade utsläppparametrar för de ämnen som regleras i tvättvatten från skrubbrar av IMO, men också förslag till ytterligare ämnen som bör regleras inom IMO.* Detta förslag kan även innefatta om förändringarna bör införas globalt eller i specifika havsområden, t.ex SECA- eller PSSA områden. Även en djupare analys av möjligheterna för att driva och få stöd för en handlingslinje som innebär förbud mot utsläpp av tvättvatten inom 12 nautiska mil behöver göras och kan vara en del av ett fortsatt uppdrag.

Bilaga 1. Sveriges vattenområden samt vattenområden med större farleder.





Bilaga 2. Chalmers Tekniska Högskola. 2020. Current knowledge on impact on the marine environment of large-scale use of Exhaust Gas Cleaning Systems (scrubbers) in Swedish waters.



CHALMERS
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Current knowledge on impact on the marine environment of large-scale use of Exhaust Gas Cleaning Systems (scrubbers) in Swedish waters

Technical report

IDA-MAJA HASSELLÖV

ANNA LUNDE HERMANSSON

ERIK YTREBERG

DEPARTMENT OF MECHANICS AND MARITIME SCIENCES

UNIT OF MARITIME ENVIRONMENTAL SCIENCE

CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Gothenburg, Sweden 2020

www.chalmers.se

This report was commissioned by the Swedish Transport Agency and Swedish Agency for the Marine and Water Management. The authors thank Caroline Petrini, Frida Åberg and Fredrik J. Lindgren for valuable discussions and feedback on a late draft of the report. The authors alone are responsible for the content.

Executive summary

Since January 2020, stricter regulations apply regarding ships' emissions of sulfur oxides into the air. Globally, marine fuel may contain a maximum of 0.5% sulfur and in designated sulphur emission control areas (SECAs), such as the Baltic Sea and the North Sea, the limit is 0.1%. An alternative to using distilled, low-sulphur, fuels is to use exhaust gas cleaning systems (EGCS), where the most common technique is called wet scrubbing. In a scrubber, the exhaust gases are passed through a fine spray of water that remove sulphur oxide from the exhaust gases. The simplest and most common type is called open loop scrubber, where seawater is used in the process and subsequently released directly into the sea. The sulphur oxides are strongly acidifying and a medium-sized vessel with a scrubber can discharge about 500-1000 m³/h of wash water at about pH 3, compared to natural seawater pH8. However, the seawater generally has a good ability to withstand acidification and eventually the sulphur oxides will end up as sulphate, which is a major natural constituent seawater. Although carbon dioxide-driven sea acidification is a major threat to the marine environment today, it is not primarily the acidification that is worrying about large-scale use of scrubbers. In addition to sulfur oxides, other substances are also washed out of the exhaust gases, both eutrophying nitrogen oxides, toxic metals and organic compounds such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). The result is a potent mixture whose effects on the marine environment today are difficult to foresee.

The scientific data available regarding chemical characterization of scrubber discharge water and ecotoxicological responses is insufficient. The content of contaminants, eutrophying compounds and acidifying compounds in the scrubber discharge water varies depending on the fuel used in the combustion engine, the piping, the engine type, the mode of operation of the engine as well as lubricating oils. Given the general challenge of assessing the effects of chemical mixtures in the environment, and that the variable content of scrubber water, it is an immense job to predict and assess environmental impacts. Since the scrubber water is heavily acidified and contaminated, and may contain eutrophying substances, it is not trivial to study what long-term effects large-scale scrubber water emissions can have on the environment. The decisions to reduce the maximum allowed sulphur content in marine fuel have been based on the desire to reduce emissions to air, but a transition to the use of distilled low-sulfur fuels also reduces the pressure of shipping on the marine environment. The use of scrubbers instead provides a concentration of emissions at local scale and an increased pressure on the marine environment. Unlike an increasing number of ports, regions and countries, Sweden has not imposed any national restrictions on discharges of scrubber water into Swedish sea areas.

The pressure of contaminants on many Swedish coastal waters is too high which has resulted in that many coastal water basins fail to reach good ecological status and none of the water basins reach good chemical status as defined by the EU Water Framework Directive (WFD). 10 of the substances identified in scrubber discharge water are also listed as a priority substance or priority hazardous substances in EU and according to EU Directive 2008/106/EC member states shall *implement measures with the aim of progressively*

reducing pollution from priority substances and ceasing or phasing out emissions, discharges and losses of priority hazardous substances. Metals, especially chromium, copper, nickel, zinc and vanadium, are found at elevated concentrations in scrubber discharge water and while some are controlled through monitoring programs and directives, others, such as vanadium, are not. The results of the current study show emissions of PAHs to be between one and three order of magnitude higher when the ship operates in open loop as compared to closed loop mode.

The state of the marine environment is poor, and there is consensus among HELCOM's member states that the pressure on the Baltic Sea must be reduced, both regarding eutrophying substances and contaminants. Globally, the UN's designation of the UN Ocean Decade for Sustainable Development 2021-2030, as well as Agenda 2030 and Sustainability Goal 14 *Life below water*, can be seen as active recognition of the need for work towards a healthy and productive, sustainably managed, marine environment. Large-scale use of scrubbers implies an increased pressure on the marine environment with respect to eutrophication and contaminants and will reduce the possibility for Sweden to reach the national environmental objectives, good ecological and chemical status according to the WFD and good environmental status according to the Marine Strategy Framework Directive (MSFD).

Sammanfattning

Sedan januari 2020 råder strängare regler avseende fartygs utsläpp av svaveloxider till luft. Globalt får fartygsbränsle max innehålla 0.5% svavel och i utpekade svavelkontrollområden (SECA), såsom Östersjön och Nordsjön, är gränsen 0.1%. Ett alternativ till användning av destillerade lågsvavliga bränslen är att använda rökgasreningssystem (EGCS), där den vanligaste tekniken kallas *seawater scrubbing* (skrubber). I en skrubber leds avgaserna genom en fin spray av vatten som tvättar ur svaveloxid ur avgaserna. Den enklaste och vanligast förekommande typen kallas öppen skrubber (*open loop*), där havsvatten används i processen och efteråt släpps direkt tillbaka i havet. Svaveloxiderna är kraftigt försurande och ett medelstort fartyg med skrubber kan släppa ut ca 500-1000 m³/h tvättvatten med ca pH3, jämfört med havsvattnets naturliga ca pH8. Havsvattnet har dock generellt god förmåga att motstå försurning och slutligen kommer svaveloxiderna att ha omvandlats till sulfat, som det naturligt finns mycket av i havsvatten. Även om koldioxid driven havsförsurning idag är ett stort hot mot havsmiljön, så är det inte primärt försurningen som är oroande rörande storskalig användning av skrubbar. Utöver svaveloxider tvättas även andra ämnen ur avgaserna, såväl övergödande kväveoxider som giftiga metaller och organiska föreningar som polycykliska aromatiska kolväten. Resultatet blir en potent blandning vars effekter på marin miljö idag är mycket svår att överblicka.

De vetenskapliga data som idag finns rörande kemisk och ekotoxikologisk karakterisering av skrubbevatten är otillräckliga. Givet den allmänna utmaningen med att riskbedöma effekter av kemiska blandningar i miljön, samt att innehållet i skrubbevatten varierar med vilket bränsle, vilka smörjoljor och vilken motor som används, är det ett enormt arbete att snabbt försöka få fram tillräckligt bra vetenskapligt underlag. Eftersom skrubbevattnet är kraftigt försurat och förorenat, samt kan innehålla övergödande ämnen, är det inte trivialt att studera vilka långtidseffekter storskaliga utsläpp av skrubbevatten kan få i miljön. Beslut om att sänka maximal tillåten svavelhalt i fartygsbränsle har grundats på önskan om att minska utsläpp till luft, men en övergång till användning av destillerade lågsvavliga bränslen minskar sjöfartens belastning på havsmiljön också. Användningen av skrubbar ger istället en ökad belastning, samt en koncentrerad utsläpp på lokal skala. Till skillnad från ett ökande antal hamnar, regioner och länder, har Sverige inte infört några begränsningar avseende utsläpp av skrubbevatten i svenska havsområden.

Belastningen av föroreningar i svenska kustvatten är för hög, vilket har resulterat i att många kustvattenbassänger inte lyckas uppnå god ekologisk status och ingen av vattenbassängerna når god kemisk status enligt definitionen i EU:s Vattendirektiv (WFD). Tio av de ämnen som identifieras i skrubbevatten listas också som prioriterade ämne eller prioriterade farliga ämnen av EU och enligt EU-direktiv 2008/106 / EG ”*bör medlemsstaterna vidta nödvändiga åtgärder, för att gradvis minska förorening från prioriterade ämnen och för att utsläpp och spill av prioriterade farliga ämnen ska upphöra eller stegvis elimineras*”. Metaller, såsom krom, koppar, nickel, zink och vanadin, ansamlas i skrubbevattnet vilket leder till höga koncentrationer i utsläppsvattnet. Samtidigt som några av metallerna övervakas och kontrolleras genom regionala/nationella program och direktiv så är somliga, exempelvis

vanadin, idag oreglerade. Resultaten från den aktuella studien visar även att utsläpp av PAH är mellan en och tre storleksordningar högre när fartyg använder öppna skrubbrar jämfört med slutna system.

Tillståndet i havsmiljön är allvarligt och exempelvis råder det konsensus mellan HELCOMs medlemsländer att belastningen på Östersjön måste minska, både med avseende på övergödande ämnen och giftiga ämnen. Globalt kan FN:s instiftande av *UN Ocean Decade for sustainable development 2021-2023*, samt Agenda 2030 och hållbarhetsmål 14 Hav och marina resurser, ses som aktiva erkännanden av att vi nu måste arbeta för en bättre havsmiljö.

Storskalig användning av skrubbrar innebär ett ökat tryck på den marina miljön med avseende på övergödning och föroreningar och kommer att minska möjligheten för Sverige att uppnå de nationella miljömålen, samt god ekologisk och kemisk status enligt WFD och god miljöstatus enligt Havsmiljödirektivet (MSFD).

Table of Contents

Executive summary.....	3
Sammanfattning	5
List of Tables and Figures.....	8
Abbreviations.....	10
1 Introduction	13
2 Background	14
3 Review of current knowledge	15
3.1 Overview of submissions to the IMO, reports and scientific articles	17
3.2 Chemical analyses of discharge water composition.....	21
3.3 Development of guidelines for exhaust gas cleaning systems by the IMO	24
3.3.1 Washwater discharge criteria.....	25
3.3.2 Washwater residue.....	30
3.4 Environmental quality standards.....	31
3.5 Environmental Risk Assessment.....	32
3.5.1 Modelling and comparison to environmental quality standards.....	33
3.5.2 Modelling of acidification.....	34
3.6 Environmental State of European and Swedish Coastal Waters.....	35
3.7 Ecotoxicological studies,.....	38
3.7.1 Whole Effluent Toxicity testing.....	39
3.7.2 Analytical challenges of ecotoxicology studies.....	41
3.8 Legal frameworks and the precautionary principle.....	42
4 Potential impacts from large-scale use of scrubbers in Swedish water.....	43
4.1 Estimated loads of contaminants from scrubbers in Swedish water	43
4.2 Scrubber discharges in Natura 2000 areas	51
5 Conclusions	52
6 References	54
Annex 1 - Restrictions regarding EGCS discharge water in different geographical regions	I

List of Tables and Figures

Table 1.	Overview of submissions to IMO bodies, MEPC and PPR, on EGCS.....	17
Table 2.	Other documents on EGCS than the submissions to the IMO bodies.....	19
Table 3.	Average concentration of trace elements found in scrubber discharge water.....	21
Table 4.	Average concentration of organic compounds found in scrubber discharge water	23
Table 5.	Average values of pH and sulphur concentrations for scrubber discharge water. ...	24
Table 6.	Potential nutrients, nitrogen species and iron, concentrations measured in scrubber discharge water.....	24
Table 7.	Discharge concentration limits of PAH _{phe} equivalents normalized against discharge water flow rate.....	27
Table 8.	Comparison of onboard online optical (fluorescence) measurements of concentrations of Phenanthrene and lab analysis by GC-MS-MS	29
Table 9.	Environmental quality standards (EQS) for priority substances according to Annex II of the Directive on Environmental Quality Standards (Directive 2008/105/EC).	31
Table 10.	Swedish annual average environmental quality standards (AA-EQS) and sediment EQS according to HVMFS 2013:19.....	32
Table 11.	Chemical and ecological status classification of Swedish coastal water bodies with respect to metals also found in scrubber discharge water	36
Table 12.	Chemical status classification of Swedish coastal water bodies with respect to PAHs also found in scrubber discharge water.....	37
Table 13.	Overview of published ecotoxicological studies.....	40
Table 14.	Comparison of trace metal input from other ship related activities in January 2019.	47
Table 15.	Comparison of PAH input from scrubber discharge water and bilge water in January 2019.....	48
Table 16.	Calculated mass load of trace elements, PAHs and nutrients originating from open loop scrubber use within Swedish EEZ in 2019.....	49
Table 17.	Emission factors (mg/MWh) of closed and open loop scenarios.....	50
Figure 1.	Total number of ships with scrubbers (in operation and on order).....	13
Figure 2.	World seaborne trade.	15
Figure 3.	Comparison made by BSH (PPR 6/INF. 20) of pH measurements conducted on-board vs. in-lab.....	27
Figure 4.	Comparison made by BSH (PPR 6/INF. 20) of PAH _{phe} (in-out) measurements conducted on-board vs. in-lab.	28
Figure 5.	Comparison made by BSH (PPR 6/INF. 20) of turbidity, as NTU (in-out), measurements conducted on-board vs. in-lab.	30
Figure 6.	Combined exposure to multiple chemicals may lead to unacceptable effects.....	34

Figure 7.	Share of EU coastal waters and territorial waters reaching or failing good chemical status in 2018.....	36
Figure 8	Maps showing the overall ecological and chemical status of Swedish coastal waters using the VISS map function.....	38
Figure 9.	Calculated emission factors from open loop discharge flow rates and trace element content.	44
Figure 10.	Calculated emission factors from open loop discharge flow rates and PAH content.....	45
Figure 11.	Distribution of scrubber discharge water volumes from open and closed loop scrubber use in January 2019.....	46
Figure 12.	Discharge of open loop scrubber discharge in Natura 2000 areas in January 2019.	51

Abbreviations

AA-EQS	Annual Average Environmental Quality Standard
BPR	Biocidal Product Regulation
BSH	Federal Maritime and Hydrographic Agency (Germany)
BWWG	Ballast Water Working Group
CA	Concentration Addition
CESA	Community of European Shipyards Associations
CI	Confidence Interval
CL	Closed loop
CLIA	Cruise Lines International Association
DNV GL	Det Norske Veritas Germanischer Lloyd (Classification Society)
EC	European Commission
EC50/EC10	Effective Concentration; the concentration required to obtain a 50% (or 10%) effect.
EEA	European Economic Area
EEZ	Exclusive Economic Zone
EGC	Exhaust Gas Cleaning
EGCS	Exhaust Gas Cleaning System
EGSCA	Exhaust Gas Cleaning Systems Association
EMERGE	Evaluation, control and Mitigation of the EnviRonmental impacts of shippinG Emissions, EU H2020 project
EPA	Environmental Protection Agency
EQS	Environmental Quality Standard
EQSD	Directive on Environmental Quality Standards
ERA	Environmental Risk Assessment
ESSF	European Sustainable Shipping Forum
EU	European Union
FAO	Food and Agriculture Organization
FMI	Finnish Meteorological Institute
FNU	Formazin Nephelometric Units
FOEI	Friends of the Earth International
GC-MS	Gas Chromatography-Mass Spectrometry
GES	Good Ecological Status
GESAMP	Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection
HELCOM	The Baltic Marine Environment Protection Commission
HFO	Heavy Fuel Oil
HOLAS	Holistic Assessment of the Ecosystem Health of the Baltic Sea

IAEA	International Atomic Energy Agency
IMO	International Maritime Organization
<i>In situ</i>	On site
IOC-UNESCO	The Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO
ISA	International Seabed Authority
ISO	International Organization for Standardization
KemI	Swedish Chemicals Agency
LC50	Lethal Concentration; the lethal concentration required to kill 50% of the population
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration
MARPOL	International Convention for the Prevention of Pollution from Ships
MCR	Maximum continuous rating (power output MW)
MDO	Marine Diesel Oil
MEPC	Marine Environment Protection Committee
MGO	Marine Gas Oil
MSFD	Marine Strategy Framework Directive
NOEC	No Observed Effect Concentration
NO _x	Nitrogen oxides
NTU	Nephelometric Turbidity Units
OCSP	Office of Chemical Safety and Pollution Prevention
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
OL	Open loop
PAH	Polycyclic Aromatic Hydrocarbon
PEC	Predicted Environment Concentration
PNEC	Predicted No Effect Concentration
PPR	The Sub-Committee on Pollution Prevention and Response
RCR	Risk Characterization Ratio
REACH	Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals
SDG	Sustainable Development Goal
SEB	Skandinaviska Enskilda Banken AB (Swedish bank)
SECA	Sulphur Emission Control Area
SOU	Statens offentliga Utredningar (Swedish Government Inquiries)
SO _x	Sulphur oxides
SPE	Solid Phase Extraction
STEAM	Ship Traffic Emission Assessment Model
ULSFO	Ultra Low Sulphur Fuel Oil
UN	United Nations
UNCLOS	United Nations Convention on the Law of the Sea

UNDP	United Nations Development Programme
UNESCO	The United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
UNIDO	United Nations Industrial Development Organization
US-EPA	United States Environmental Protection Agency
VISS	Water Information System Sweden
VLSFO	Very Low Sulphur Fuel Oil
WET	Whole Effluent Toxicity
WFD	Water framework Directive
WMO	World Meteorological Organization
WWF	World Wide Fund for Nature

1 Introduction

In January 2020, stricter global regulations on maximum allowed sulphur content in marine fuels entered into force (IMO 2020). To comply with the new limits of maximum 0.5% sulphur content, ships must change to a fuel of lower sulphur content or install an exhaust gas cleaning system (EGCS), also known as a scrubber, to ensure that the emissions of sulphur oxides (SO_x) to the atmosphere are not exceeding the new limits. The basic principle of a scrubber is that the exhausts are led through a fine spray of water, in which sulphur oxides are readily dissolved. The simplest form of a scrubber is the open loop, where seawater is used in the cleaning process and, afterwards, being directly discharged back to the sea. In a closed loop scrubber, the water is instead recirculated under the addition of base (e.g. sodium hydroxide, NaOH) to maintain the sulphur oxides removal efficiency of the process. To remove the accumulated impurities from the scrubbing water, most closed loop scrubbers produce smaller volumes of discharge water, also known as bleed off. There are also hybrid scrubbers that can switch between open and closed loop mode.

As it has been profitable to install a scrubber (e.g. Courvalin et al. 2019)¹, the number of scrubber installations are now increasing at high rate and the majority (81%) are open loop scrubbers (Figure 1).

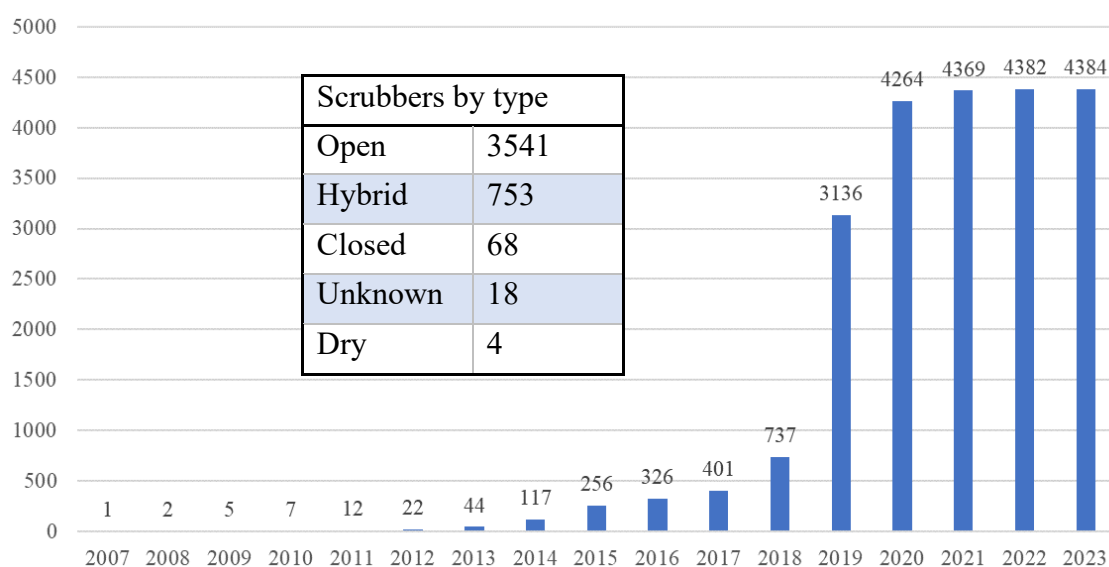


Figure 1. Total number of ships with scrubbers (in operation and on order), and scrubbers by type for the year 2023. Source: DNV GL, <https://afi.dnvgl.com/>

Despite the estimated profitability of a scrubber installation, the increased rate of scrubber installation occurred rather late in relation to the implementation of the new regulations. This hesitation may partly be explained by the fact that the bulky scrubber installation may affect the stability of the ship, reduce cargo space and increase the need for maintenance. The

¹ In spring 2019, the return of investment for a tanker installing a scrubber was estimated to be 18 months (pers. comm. J. Fischer March 7th, 2019). Following the COVID-19 crisis this type of estimates are more uncertain and it is beyond the scope of this report to investigate further.

scrubber also implies handling of strong acid (and in the case of closed loop scrubbers base), which is both heavily corrosive to piping and other onboard structures, as well as an added potential hazard for the crew. Finally, the lack of long-term guarantees that use of scrubbers will not be banned, has likely been hampering. As late as in March 2018, SEB (Schieldrop 2018) concluded, from interviews with shipowners, that scrubbers are not the shipowners' first choice; "We want to be fuel compliant. We don't want to install scrubbers on our ships".

While the primary reason for using a scrubber is to reduce emissions of acidifying sulphur oxides to the atmosphere, other substances are also washed out from the exhausts (e.g. Turner et al. 2017, Endres et al. 2018). Today it is known that scrubber discharge water contains nitrogen species that contribute both to acidification and to eutrophication, organic contaminants, such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), and metals. Although the reported concentrations in the discharge water are highly variable; from a marine environment perspective, the use of scrubbers implies an increased pressure.

This has led to voices raised regarding the potential impact a large-scale use of scrubbers may have, primarily on the marine environment (Hassellöv and Turner 2015, Berman et al. 2019, Hassellöv et al. 2019, Menezes 2019). This in turn has been addressed by the Exhaust Gas Cleaning Systems Association as "A number of sensationalist and poorly researched mass media articles with grave factual errors have recently aimed at creating alarm about the use of exhaust gas cleaning systems (EGCS), claiming that they dangerously pollute sea water." (EGCSA 2019). To summarize, the discussion on scrubbers is polarized and while Sweden has chosen not to take any precautionary measures, the number of ports, regions and states that has decided to ban discharge on open loop scrubbers are increasing (Annex 1).

The aim of this report is to review current reports and scientific articles about discharge water from scrubbers and to use that knowledge to assess the potential impact on the marine environment from large scale use of scrubbers in Swedish waters.

2 Background

In the late 1990s it was concluded that the global share of emissions of sulphur and nitrogen oxides from shipping were previously overlooked and were significant both with respect to acidic precipitation and human health issues (e.g. Corbett and Fischbeck 1997, Corbett et al. 2007). The high emissions from shipping were explained by the maritime sector's use of residual fuel oils, i.e. rest products from the oil refinery process. The volumes of residues follow the increased demand of distilled refined products e.g. for aviation and land-based transport since the 1970s. In these residues, sulphur, metals and heavy organic substances such as aromatic compounds, are enriched. Prior to the implementation of the stricter sulphur regulations, 70-80% of the commercial shippers used residual fuels (Corbett and Fischbeck 1997). Considering this and the growth of the world seaborne trade (Figure 2), an increasing amount of atmospheric deposition from shipping have likely reached the marine environment since the 1970s. However, in the scientific literature, there are no detailed assessments available on its potential impact. Instead the focus regarding effects from use of residual fuel oils, especially Heavy Fuel Oil (HFO), is from the event of an oil spill (e.g. Peterson et al.

2003, Bornstein et al. 2014), and the majority of this literature is on crude oil (in contrast to refined or residual products). To do an assessment of the impact of atmospheric deposition from combustion of HFO on ships, in the marine environment, would be an extensive exercise, both with respect to expected loads of contaminants and to spatio-temporal variations in sensitivity of marine life and habitats. To conclude, even though there are no existing detailed assessments on the impact of shipping using HFO on the marine environment, complying to the International Maritime Organization (IMO) air pollution reduction strategy, by switching to low sulphur fuel, would likely also imply a reduced pressure on the marine environment. From the marine environment’s perspective, the use of scrubbers, especially open loop, implies a step back to the use of HFO. Instead of receiving a share of the pollutants from atmospheric deposition dispersed over a larger area, the transfer of pollutants to the marine environment is now more efficient, i.e. higher load, and locally focused.

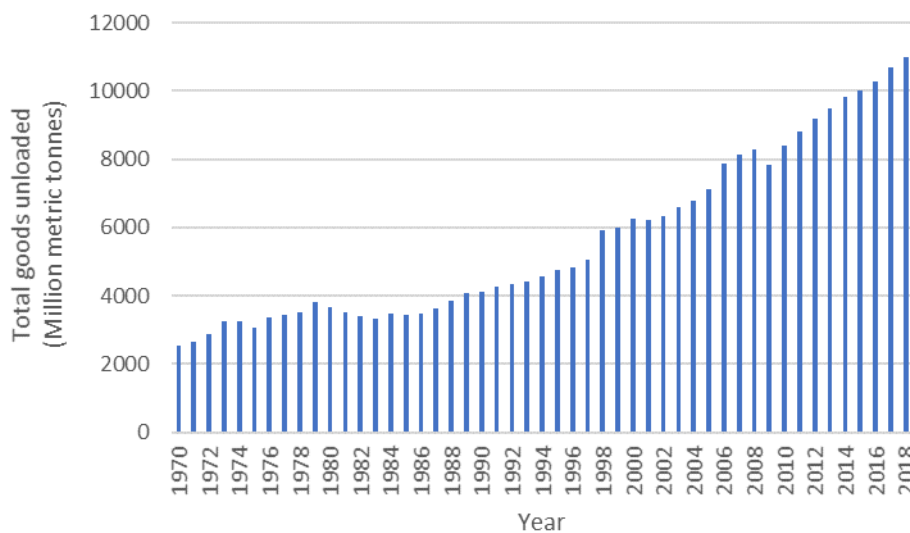


Figure 2. World seaborne trade. Total goods unloaded (million metric tonnes per year).
Source: <https://unctadstat.unctad.org/wds/TableViewer/tableView.aspx?ReportId=32363>.

3 Review of current knowledge

The question “*Is it ok to discharge large volumes of scrubber water into the marine environment?*” has been asked for more than 20 years. Yet, there is often a continued request for further investigations, more chemical analyses and ecotoxicological work. When reading the protocols from the IMO and the European Sustainable Shipping Forum (ESSF) one reflection is that there are few marine and environmental scientists involved in the different fora. This may be partly explained by the fact that most maritime administrations belong to ministries of enterprise or transport, rather than ministries of the environment; thereby the environmental perspective may historically have been something to adapt to rather than to include as a starting point.

However, during the same period as the IMO and the maritime transport related departments of the European Commission (EC) have been working to find strategies to reduce (air) pollution from shipping, the work to find strategies for sustainable management of the marine environment has been as explicit. Within the EC, the adoption of the ambitious Marine Strategy Framework Directive in 2008 (Directive 2008/56/EC) is one of the most important milestones, with the aim to “protect more effectively the marine environment across Europe”. At a global level, one of the United Nations (UN) 17 Sustainable Development Goals (SDGs) in the Agenda 2030, is dedicated to increased protection and sustainable use of our oceans and the marine environment; SDG 14 Life below water. The insight that healthy oceans are essential to humanity, in combination with the increasing number of reports regarding the serious deterioration of the environmental status of the oceans (e.g. Halpern et al. 2008, Helcom HOLAS I & II), has further led to the UN designation of the coming decade 2021-2030, as the UN Decade of Ocean Science for Sustainable Development (<https://www.oceandecade.org/>).

Recognition of the gap between the maritime industry’s and marine environment’s perspectives, e.g. whether the current discharge limits of scrubber discharge water were fit for purpose, was highlighted in the MEPC 74/14/1 (February 2019) *Proposal for evaluation and developing harmonized rules and guidance on the discharge of liquid effluents from exhaust gas cleaning systems*, which was signed by 28 States (including Sweden) and the EC and resulted in the establishment of a Task Team on EGCS within the GESAMP² during 2019.

There are also examples on commissioned research, where the research question has been delimited to only address the capacity of seawater to dissolve sulphur oxides (e.g. Karle and Turner 2007), or to only address the acidification potential of large scale use of scrubbers (EC JRC 2016, Dulière et al 2020) in certain geographic areas. Similarly, comparison of pollutant concentrations to Predicted No Effect Concentrations (PNEC, see section 3.2) of individual substances, without accounting for cumulative effects and/or potential combination effects, is unsatisfactory. Further, to compare discharge concentrations to environmental quality standards without taking other pollution sources, bioaccumulation and persistence into account, is not satisfactory (Stips et al. 2016). All together these approaches lead to fragmentation of the complete picture and most often a recommendation of more research to reduce the uncertainty.

A similar general conclusion is drawn in the literature review by Heywood and Kasseris (2019) submitted by Panama (MEPC 74/INF.10); with a few exceptions (Kjølholt et al. (2012) and MEPC (2019), MEPC 74/INF.24). It is stated that more research is needed due to both lack of consistent data on scrubber discharge water composition, as well as lack of understanding of cumulative risk assessment in the marine environment. The recent and most comprehensive available review of existing literature, both peer reviewed scientific articles

² IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UN Environment/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection

and reports from the grey literature, was made by the GESAMP Task Team on EGCS in 2019 (INF.23 PPR7).

3.1 Overview of submissions to the IMO, reports and scientific articles

The necessity of guidelines for EGCS was acknowledged already at the forty-first session of the Marine Environmental Protection Committee (MEPC) meeting in 1998. Since then, many States have commissioned research and literature reviews of the potential impact of scrubbers on the marine environment. There are also many reports initiated by scrubber manufacturers and/or shipowners that have installed scrubbers (Table 1).

Table 1. Overview of submissions to IMO bodies, MEPC and PPR, on EGCS. Rows in grey are listed in the GESAMP Task Team on EGCS (PPR 7/INF.23, Linders et al. 2019). White rows indicate submissions made after the finalization of the GESAMP Task Team on EGCS. The stars denote the reports that were included in the data compilation in section 3.2 Chemical analyses of discharge water composition.

IMO-id	Member State /NGO	Title
MEPC 70/INF.6	Secretariat	Assessment of fuel oil availability – final report
MEPC 73/INF.5*	CESA	Study report on analyses of water samples from exhaust gas cleaning systems
MEPC 74/14/1	Austria, <i>et al.</i>	Proposal for evaluation and developing harmonized rules and guidance on the discharge of liquid effluents from exhaust gas cleaning systems
MEPC 74/14/7	CLIA	Comments on the proposal for evaluation and developing harmonized rules and guidance on the discharge of liquid effluents from exhaust gas cleaning systems
MEPC 74/14/8	CESA	Environmental impact assessment of EGCS discharges for generic risk-based, requirements adequately addressing all available technologies
MEPC 74/14/9	China	Comments on document MEPC 74/14/1
MEPC 74/INF.10	Panama	Scrubber Environmental Impact Literature Review
MEPC 74/INF.24*	Japan	Report on the environmental impact assessment of discharge water from exhaust gas cleaning systems
MEPC 74/INF.27	CLIA	Compilation and assessment of 281 cruise ship EGCS washwater samples
MEPC.170(57)	Secretariat	2008 Guidelines For Exhaust Gas Cleaning Systems
MEPC.184(59)	Secretariat	2009 Guidelines For Exhaust Gas Cleaning Systems
MEPC.259(68)	Secretariat	2015 Guidelines for Exhaust Gas Cleaning Systems
MEPC.307(73)	Secretariat	2018 Guidelines for the Discharge of Exhaust Gas Recirculation (EGR) Bleed-Off Water
PPR 6/11/2	CESA	Information on the options for standardization of the calibration of oil monitoring instruments
PPR 6/20*	Secretariat	Report to the Marine Environment Protection Committee
PPR 6/INF.20	Germany	Results from a German project on washwater from exhaust gas cleaning systems

PPR 7/12	Austria, Belgium, Bulgaria, Croatia, Cyprus, Czech Republic, Denmark, Estonia, Finland, France, Germany, Greece, Hungary, Ireland, Italy, Latvia, Lithuania, Luxembourg, Malta, Netherlands, Poland, Portugal, Romania, Slovakia, Slovenia, Spain, Sweden, United Kingdom and European Commission	Aspects to consider for the evaluation and development of harmonized rules and guidance on discharge waters from exhaust gas cleaning systems
PPR 7/12/1	China, Malaysia, Singapore and United Arab Emirates	Factors to be considered when assessing the impact of washwater discharge from exhaust gas cleaning system (EGCS) operating in ports and coastal areas
PPR 7/12/2	Chile	Management of effluents and residues from the use of EGCS
PPR 7/12/3	Japan	Proposal on the refinement of the title for a new output and the development of the guidelines for evaluation and harmonization of developing local rules on discharge of liquid effluents from EGCS into sensitive waters
PPR 7/12/3/Corr.1	Japan	Proposal on the refinement of the title for a new output and the development of the guidelines for evaluation and harmonization of developing local rules on discharge of liquid effluents from EGCS into sensitive waters Corrigendum
PPR 7/12/4	FOEI, WWF and Pacific Environment	Refining the title and scope of a new output on discharge of liquid effluents from EGCS
PPR 7/12/5	Secretariat	Update on the establishment of the GESAMP Task Team on exhaust gas cleaning systems
PPR 7/12/6	CLIA	Comments on the IMO Secretariat update on the establishment of the GESAMP Task Team on Exhaust Gas Cleaning Systems and the GESAMP Task Team's Report

PPR 7/12/7	CLIA	Comments on title and scope of a new output on discharge of liquid effluents from EGCS
PPR 7/INF.6	China, Malaysia, Singapore and the United Arab Emirates	Factors to be considered when assessing the impact of washwater discharge from exhaust gas cleaning system (EGCS) operating in ports and coastal areas
PPR 7/INF.9	China	Risk analysis and evaluation method for pollution hazards on the discharge of liquid effluents
PPR 7/INF.18	CLIA, INTERFERRY	EGCS washwater discharges and accumulation levels in port water and sediment
PPR 7/INF.22	FOEI, WWF, Pacific Environment	Exhaust gas cleaning system discharges into waters off the west coast of Canada and potential impacts on threatened and endangered marine mammals
PPR 7/INF.23	Secretariat	Report of the GESAMP Task Team on exhaust gas cleaning systems

Among the submission to the IMO PPR 7 meeting in February 2020, the submission by CLIA and Interferry is standing out as the conclusions in that report is that there is no reason for environmental concern regarding discharge of scrubber wash water in ports. The report was carried out by CE Delft and it can be noted that in 2015 CE Delft came to a different conclusion when assessing economic and ecological impacts of scrubber on behalf of NABU (Boer and Hoen 2015). Beside the submissions to IMO bodies, 28 other documents have been identified, of which 8 are peer-reviewed or pending revision (Table 2).

Table 2. Other documents on EGCS than the submissions to the IMO bodies, Rows in grey are listed in the GESAMP Task Team on EGCS (PPR 7/INF.23, Linders et al. 2019). White rows indicate documents published after the finalization of the GESAMP Task Team on EGCS. The stars denote the reports that were included in the data compilation in section 3.2 Chemical analyses of discharge water composition.

First author	Year publ.	Title	Peer-Reviewed
Reed, M.	2002	DREAM: a Dose-Related Exposure Assessment Model Technical Description of Physical-Chemical Fates Components	
Hufnagl, M.*	2005	Effects of Sea Water Scrubbing – Final Report, rev.	
Buhaug* (MARINTEK)	2006	MARULS WP3: Washwater Criteria for Sea Water Exhaust Gas SO _x Scrubbers. Prepared by the Norwegian Marine Technology Research Institute (MARINTEK) for the Norwegian Shipowners' Association/Research Council of Norway. November 2006.	
Rye, H.	2007	Development of a Numerical Model for Calculating Exposure to Toxic and Nontoxic Stressors in the Water Column and Sediment from Drilling Discharges	
USDT	2011	Exhaust-Gas-Cleaning-Systems-Guide-Rev. A---Final-Report	
USEPA*	2011	Exhaust Gas Scrubber Washwater Effluent	
Hansen, P.*	2012	Exhaust Gas scrubber Installed Onboard MV Ficaria Seaways	

Kjølholt, J.*	2012	Assessment of possible impacts of EGCS water discharges on the marine environment	
Hassellöv, I.-M.	2013	Shipping contributes to ocean acidification	X
Tripp, L.	2014	The effects of seawater scrubber effluent on marine microbial communities (Master thesis)	
Boer, den	2015	EGCSs – An economic and ecological assessment	
Lange, B.	2015	Impacts of EGCSs on the Environmental Situation in Ports and Coastal Waters	
Stips, A.	2016	Scoping report on the potential impact of on-board desulphurization on water quality in SOx Emission Control Areas	
Johansson, L.	2017	Global assessment of shipping emissions in 2015 on a high spatial and temporal resolution	X
Karlberg, M.	2017	The future for micro-plankton in the Baltic Sea – Effects of SWS and climate change (Doctoral thesis)	
Koski, M.*	2017	Ecological effects of EGCS water discharge on coastal plankton: potential synergistic effects of contaminants reduce survival and feeding of the copepod <i>Acartia tonsa</i>	X
Turner, D.R.*	2017	Shipping and the environment: Smokestack emissions, scrubbers and unregulated oceanic consequences	X
Endres, S.	2018	A New Perspective at the Ship-Air-Sea-Interface: The Environmental Impacts of Exhaust Gas EGCS Discharge	X
Winnes, H.	2018	Environmental analysis of marine exhaust gas EGCSs on two Stena Line ships, Summary Activity 3, EGCSs closing the loop	
Magnusson, K.*	2018	Risk Assessment of marine exhaust gas EGCS water, Task 2, Activity 3, EGCSs closing the loop	
ABS	2018	ABS Advisory On Exhaust Gas EGCS Systems	
Carnival*	2019	Compilation and Assessment of Lab Samples from EGCS Washwater Discharge on Carnival ships	
Ushakov, S.*	2019	Meeting future emission regulation at sea by combining low-pressure EGR and seawater scrubbing	X
Ytreberg, E.*	2019	Effects of scrubber washwater discharge on microplankton in the Baltic Sea	X
Faber, J.	2019	The Impact of EGCS Washwater Discharges on Port Water and Sediment	
Teuchies, J.*	2020	The impact of scrubber washwater on inland waters (preprint)	under review
Dulière, V.	2020	Potential impact of wash water effluents from scrubbers on water acidification in the southern North Sea	

3.2 Chemical analyses of discharge water composition

An extensive literature review has been conducted in the EU Horizon 2020 project EMERGE, where chemical characterization of scrubber discharge water was compiled from reports and peer-reviewed articles (Table 1 and 2, denoted with a star (EMERGE 2020)). The data originate from sampling campaigns conducted between 1993-2018, published from 2005 to 2020, and comprises contaminants, nutrients and pH. The dataset includes measurements from a variety of vessels, operating with closed and/or open loop scrubber systems on their main and/or auxiliary engine, as well as samples from the ambient water. Two thirds of the publications used for data compilation are non-peer-reviewed reports (Table 1 and Table 2, publications denoted with a star).

The concentration of contaminants was divided into the categories “metals and inorganic elements” and “organic compounds”. The average concentration and the 95% confidence interval (CI) of metals analyzed in open loop discharge water, open loop inlet water, closed loop discharge water and ambient water are shown in Table 3. Ambient water represents measurements conducted in the ports of Dover, Calais and Copenhagen and should not be confused with pristine conditions but rather an indication of already polluted areas.

Table 3. Average concentration of trace elements found in scrubber discharge water, presented with a 95 % confidence interval. The ambient category represents primarily harbors and marinas where sampling of the surrounding water has been made. LOD = Limit of Detection. The pristine category represents an unpolluted surface water where the concentrations have been derived from Bruland and Lohan (2003). The table is copied from the H2020 EMERGE project report by Ytreberg et al. (2020).

	Open loop scrubber discharge		Open loop inlet water		Closed loop scrubber discharge		Ambient water		Pristine water (µg/L)
	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	
Arsenic	6.99 ± 3.58	62	5.81 ± 1.46	52	23.00 ± 10.21	22	1.45 ± 0.64	2	1.9
Barium	14.69 ± 4.81	5	14.44 ± 4.98	6	-	-	19 ± 12.7	13	15
Cadmium	0.85 ± 0.3	62	0.99 ± 0.33	54	0.58 ± 0.20	22	0.145 (<LOD)	2	0.07
Chromium	14.53 ± 6.35	59	16.3 ± 18.41	52	1250 ± 2045	16	0.43 ± 0.5	2	0.21
Cobalt	0.17 ± 0.14	6	0.07 ± 0.06	4	-	-	-	-	0.0018
Copper	38.75 ± 12.45	70	28 ± 14	58	519.42 ± 243.64	23	73.78 ± 314	3	0.19
Lithium	180 ± 5.06	10	177 ± 4.9	10	-	-	169.92 ± 20	13	179
Lead	9.20 ± 4.48	67	8.27 ± 4.95	55	8.24 ± 3.36	22	0.045 (<LOD)	2	0.002
Mercury	0.08 ± 0.01	26	0.08 ± 0.02	22	0.07 ± 0.02	16	-	-	0.0002
Molybdenum	10.69 ± 0.95	7	10.72 ± 0.85	5	66	1	-	-	10
Nickel	46.86 ± 11.25	65	8.83 ± 4.5	54	2623 ± 854	22	0.4 (<LOD)	2	0.47
Selenium	97.00 ± 38.12	2	-	-	-	-	-	-	0.13
Vanadium	176.59 ± 49.96	61	9.45 ± 5.29	50	1402 ± 3450	22	0.625 ± 0.064	2	1.7
Zinc	110.84 ± 60.87	70	175.58 ± 147.25	56	387.71 ± 222.64	22	6.2 ± 35.58	2	0.33

The concentration of most metals (except vanadium and nickel) was similar for open loop inlet water and open loop scrubber discharge. However, the concentrations of metals are

significantly higher in both inlet water and open loop scrubber discharge as compared to ambient and, in particular, compared to pristine water. The specific sources of each compound are, as of today, not fully understood. Almost all ships are unique and will have their ship-specific setup regarding engine, pipes and scrubber. This, in addition to the use of different fuels, further complicates the evaluation of exact source of pollutants. The increased concentration of some metals in the inlet water could partly be explained by the use of antifouling paint, sacrificial anodes, water piping material, and copper and aluminium anodes used in the sea chest to prevent biofouling (Koski et al 2017, Ytreberg et al. 2019). Lubricating oils are known to contain both metals and organic contaminants. Other, adjacent, vessels could also be an explanation for elevated levels of contaminants of the inlet water. Even though the exact sources of each substance are unknown, the water associated with scrubber use have higher concentrations of both metals and PAHs, enriched in both open and closed loop discharge water.

There are several organic compounds present in the scrubber discharge water (Table 4), mainly originating from the fuel, the combustion of the fuel and lubricating oils. All average concentrations of PAHs, including the 95% confidence interval, for discharge water (closed and open loop), scrubber inlet water, ambient water and pristine surface seawater is presented in Table 4. The PAHs are listed based on the molecular weight, with the low molecular weight compounds at the beginning and higher molecular weights the further down in the table. The sum of the 16 PAHs and the sum of total PAHs does not necessarily reflect the sum of the individual species but depend on sampling campaign and analytical method used. Alkylated PAHs are rarely included so the sum of total PAHs is most likely underestimated.

Table 4. Average concentration of organic compounds found in scrubber discharge water, presented with a 95 % confidence interval. The ambient category represents primarily harbors and marinas where sampling of the surrounding water has been made. The pristine category represents an unpolluted surface water where the concentrations have been derived from Law et al (1997). The table is copied from the H2020 EMERGE project report by Ytreberg et al. (2020).

	Open loop scrubber discharge		Open loop inlet water		Closed loop scrubber discharge		Ambient water		Pristine water (µg/L)
	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (µg/L)	N	
Naphthalene	2.76 ± 0.79	55	0.11 ± 0.08	48	2.08 ± 1.13	18	0.003	1	< 0.010
Acenaphthylene	0.13 ± 0.07	63	0.11 ± 0.11	60	0.08 ± 0.07	11	0.006 ± 0.002	32	< 0.003
Acenaphthene	0.19 ± 0.07	63	0.01 ± 0.003	60	0.49 ± 0.39	11	0.011 ± 0.005	32	< 0.002
Fluorene	0.46 ± 0.10	63	0.07 ± 0.06	60	1.27 ± 0.67	11	0.018 ± 0.006	32	< 0.001
Phenanthrene	1.51 ± 0.30	64	0.09 ± 0.08	61	4.30 ± 1.98	12	0.072 ± 0.023	32	< 0.008
Anthracene	0.08 ± 0.05	63	0.02 ± 0.02	60	0.14 ± 0.11	11	0.010 ± 0.003	32	< 0.001
Flouranthene	0.16 ± 0.05	63	0.03 ± 0.02	59	0.35 ± 0.28	11	0.030 ± 0.009	32	< 0.001
Pyrene	0.32 ± 0.12	63	0.05 ± 0.04	60	0.37 ± 0.27	11	0.036 ± 0.011	32	< 0.001
Benz(a)anthracene	0.13 ± 0.06	64	0.03 ± 0.02	61	0.16 ± 0.20	12	0.019 ± 0.009	32	< 0.002
Chrysene	0.19 ± 0.07	63	0.05 ± 0.03	60	0.11 ± 0.08	11	0.025 ± 0.010	32	< 0.002
Benzo(b)fluoranthene	0.04 ± 0.02	63	0.01 ± 0.004	60	0.04 ± 0.03	11	0.010 ± 0.004	32	< 0.001
Benzo(k)fluoranthene	0.01 ± 0.01	49	0.01 ± 0.004	47	0.02 ± 0.02	11	0.003	1	< 0.001
Benzo(a)pyrene	0.05 ± 0.02	64	0.01 ± 0.004	61	0.04 ± 0.04	12	0.042 ± 0.063	32	< 0.001
Dibenzo(a,h)anthracene	0.03 ± 0.02	63	0.02 ± 0.01	60	0.02 ± 0.02	11	0.006 ± 0.001	32	< 0.001
Benzo(g,h,i)perylene	0.02 ± 0.01	63	0.009 ± 0.004	60	0.02 ± 0.02	11	0.005 ± 0.001	32	< 0.001
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	0.07 ± 0.06	63	0.06 ± 0.06	60	0.02 ± 0.02	11	0.005 ± 0.001	32	< 0.001
Sum EPA 16 PAH	2.97 ± 0.79	35	1.44 ± 2.53	18	17.8 ± 5.3	11	0.303 ± 0.084	31	-
Sum total PAH	7.25 ± 1.95	36	0.4 ± 0.4	28	5.12 ± 3.87	7	-	-	-

Beside the contaminants discharged as a result of scrubber use, both acidifying and eutrophying compounds are also present in the discharge water as represented by Table 5 and 6. The lower pH will enhance the mobility of some redox sensitive contaminants, potentially making them more toxic, and, at the same time, result in a reduced alkalinity, i.e. buffer capacity, of the adjacent sea. Eutrophying compounds, such as inorganic nitrogen species, could potentially contribute to phytoplankton growth, leading to harmful algal blooms.

Table 5. Average values of pH and sulphur concentrations, including 95% confidence interval, for open and closed loop discharge water, open-loop inlet water and ambient water. The ambient category represents primarily harbors and marinas where sampling of the surrounding water has been made. N= number of studies included. The average and confidence interval of pH is calculated from the 10^{-pH} values, i.e. the $[H^+]$. The table is copied from the H2020 EMERGE project report by Ytreberg et al. (2020).

	Open loop scrubber discharge		Open loop inlet water		Closed loop scrubber discharge		Ambient water	
	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$	N
pH	3.85 ± 0.33	36	7.72 ± 0.14	29	4.54 ± 0.51	11	8.08 ± 0.07	38
Sulphur (mg/L)	2200 ± 446	18	2376 ± 480	13	12280 ± 10104	9	2645 ± 382	13

Table 6. Potential nutrients, nitrogen species and iron, concentrations measured in scrubber discharge water from open and closed loop, inlet water associated with open-loop systems and ambient water measured in ports of Dover, Calais and Copenhagen. The table is copied from the H2020 EMERGE project report by Ytreberg et al. (2020).

	Open loop scrubber discharge		Open loop inlet water		Closed loop scrubber discharge		Ambient water	
	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (mg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (mg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (mg/L)	N	$\bar{X} \pm 95\% \text{ CI}$ (mg/L)	N
Nitrogen species								
Nitrate (NO_3^{2-})	2.83 ± 2.06	31	3.21 ± 2.23	30	110.98 ± 135.73	4	0.07 ± 0.08	35
Nitrite (NO_2^-)	0.760 ± 0.68	28	0.97 ± 1.28	26	55.76 ± 130.71	4	0.001 ± 0.001	27
Ammonium (NH_4^+)	0.73 ± 0.03	17	0.07 ± 0.04	14	-	-	0.33 ± 0.14	35
Other								
Iron	0.24 ± 0.37	4	0.032 ± 0.08	3	-	-	-	-

3.3 Development of guidelines for exhaust gas cleaning systems by the IMO

One early paper was the submission *Guidelines on on-board exhaust gas cleaning systems* (DE 47/20) by the United States in 2003. In spite of the general strive to avoid regional and local regulations in the shipping industry, the US submission refers to MARPOL Annex VI regulation 14(4)(b) that “expressly permits authorities of port States to set criteria that would be used to demonstrate that waste streams from EGCS discharged into enclosed ports, harbours and estuaries will have no adverse impact on the ecosystems of such enclosed ports, harbours and estuaries. It is not in the mandate of the EGCS guidelines referred to in regulation 14(4)(b) to develop these criteria.” The submission by the US (DE 47/10) was subsequently used as a starting point for the first set of guidelines proposed by a Correspondence group in 2004 (DE 48/13) but during the finalization of the first set of guidelines in 2008 (MEPC.170(57)), the term adverse, and the explicit possibility for port States to set criteria is no longer included in the text (although prohibition of defining individual criteria is neither stated). The guidelines for exhaust gas cleaning systems have been revised in 2009 (MEPC.184(59)) and 2015 (MEPC.256(68)) and define scrubber

discharge water criteria regarding pH, PAHs, turbidity and nitrates, but not for metals despite the often-reported high concentrations in the scrubber related literature (Table 3-6). Maybe it will be included in the current revision of the 2015 guidelines.

Washwater sampling is however suggested to “be made during approval testing or shortly after commissioning and at about twelve-month intervals for a period of two years of operation (minimum of three samples). Sampling guidance and analysis should be undertaken by laboratories using EPA or ISO test procedures for the following parameters”:

- pH
- PAH and oil (detailed GC-MS analysis)
- Nitrate
- Nitrite
- Cd
- Cu
- Ni
- Pb
- Zn
- As
- Cr
- V

The collection of data regarding washwater is not mandatory and it is suggested, in the newest version of the guidelines (MEPC.259(68) Appendix 3), that the ship that provide this additional information “should be granted a waiver for compliance of the existing installation(s) to possible future stricter washwater discharge standards.”.

3.3.1 Washwater discharge criteria

The 2015 Guidelines for Exhaust Gas Cleaning Systems, paragraph 10, describes the scrubber water discharge criteria (MEPC 2015). According to the guidelines, the discharge water monitoring and recording should be continuous and should include pH, PAH, turbidity and temperature “whenever the EGC system is in operation, except for short periods of maintenance and cleaning of the equipment”. There are technical details specified regarding how the monitoring and recording should be done; for full description see MEPC (2015). It is also stated that “The washwater discharge criteria should be revised in the future as more data becomes available on the contents of the discharge and its effects, taking into account any advice given by GESAMP”. pH, oil content (as measured by PAH levels), and turbidity should be continuously monitored and recorded as recommended in section 7 of the guidelines (MEPC 2015).

The washwater criteria, together with the performance criteria of the monitoring equipment, are summarized below. Analytical challenges associated with the different methods are also discussed briefly as this has shown to affect the output values.

3.3.1.1 *pH criteria*

The discharge washwater should have a pH of no less than 6.5 measured at the ship's overboard discharge with the exception that during manoeuvring and transit, the maximum difference between inlet and outlet of 2 pH units is allowed measured at the ship's inlet and overboard discharge.

The pH discharge limit, at the overboard monitoring position, is the value that will achieve as a minimum pH 6.5 at 4 m from the overboard discharge point with the ship stationary, and which is to be recorded as the overboard pH discharge limit. The overboard pH discharge limit can be determined either by means of direct measurement, or by using a calculation-

based methodology (computational fluid dynamics or other equally scientifically established empirical formulae) to be left to the approval by the Administration.

A reference should be made to a sea-water alkalinity of 2,200 $\mu\text{mol/litre}$ and pH 8.22; an amended titration curve should be applied where the testing conditions differ from the reference seawater, as agreed by the Administration.

The pH electrode and pH meter should have a resolution of 0.1 pH units and temperature compensation. The electrode should comply with the requirements defined in BS 2586 or of equivalent or better performance and the meter should meet or exceed BS EN ISO 60746-2:2003.

The criteria of the discharge limit might be straightforward, but the challenges in measuring pH, especially along a salinity gradient such as the Baltic Sea area (Kuliński et al. 2017), is not further discussed. Commonly referred to as a standard parameter, pH might sound trivial, but it can be measured on several different scales (free, total, NBS scale) (Dickson 1984), with different methods that are associated with a range of challenges. Most methods rely on careful calibration and a simultaneous monitoring of temperature, salinity and pressure as these are parameters that will affect the output pH value. For calibration, specifically produced buffers are used. These buffers are validated within a certain salinity and temperature range but might not be valid in extreme solutions such as scrubber discharge water. In addition, the pH is also closely connected to the carbonate system, where CO_2 uptake or release will influence the pH, introducing time as a potential interference. pH measurement is not a trivial task and the threshold value of pH6.5 might not be as straightforward as the guidelines indicate.

In a report by BSH submitted by Germany to IMO PPR (2019), a comparison was done between the pre-installed EGCS equipment and an entrained clean and recently calibrated equivalent equipment on-board, measuring of pH, turbidity and PAHs. As illustrated in Figure 3, the pH of the EGCS monitoring data is always greater than the in-situ measurements conducted by BSH, often with a deviation of more than one indicating that the built-in methods are insufficient.

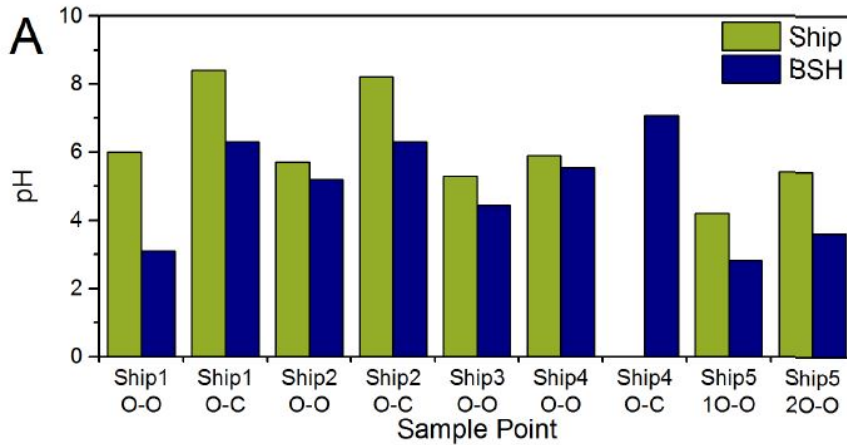


Figure 3. Comparison made by BSH (PPR 6/INF. 20) of pH measurements conducted on-board (green) vs. in-lab (blue). O-O is open loop and O-C is closed loop vessels.

3.3.1.2 PAHs (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons)

The maximum continuous PAH concentration in the washwater should not be greater than 50 µg/L PAH_{phe} (phenanthrene equivalence) above the inlet water PAH concentration. For the purposes of this criteria, the PAH concentration in the washwater should be measured downstream of the water treatment equipment, but upstream of any washwater dilution or other reactant dosing unit, if used, prior to discharge.

The 50 µg/L limit described above is normalized for a washwater flow rate through the EGC unit of 45 m³/MWh where the MW refers to the MCR or 80% of the power rating of the fuel oil combustion unit. This limit would have to be adjusted upward for lower washwater flow rates per MWh, and vice-versa (Table 7).

Table 7. Discharge concentration limits of PAH_{phe} equivalents normalized against discharge water flow rate

Flow rate (t/MWh)	Discharge concentration limit (µg/L PAH _{phe} equivalents)	Measurement technology
0-1	2250	Ultraviolet light
2.5	900	- " -
5	450	Fluorescence ^a
11.25	200	- " -
22.5	100	- " -
45	50	- " -
90	25	- " -

^a For any Flow Rate > 2.5 t/MWh Fluorescence technology should be used.

For a 15-minute period in any 12-hour period, the continuous PAH_{phe} concentration limit may exceed the limit described above by up to 100%. This would allow for an abnormal start-up of the EGC unit. The suggested specifications of the PAH monitoring equipment states that it should be capable to monitor PAH in water in a range to at least twice the discharge concentration limit given in the table above. The equipment should be demonstrated to

operate correctly and not deviate more than 5% in washwater with turbidity within the working range of the application. For those applications discharging at lower flow rates and higher PAH concentrations, ultraviolet light monitoring technology or equivalent, should be used due to its reliable operating range. It can be noted that no reference is given regarding required limit of detection (LOD) of the PAH monitoring equipment, meaning a value being reported as below LOD (<LOD) could in fact be rather high.

In the report by Linders et al. (2019), a simple calculation was made regarding a maximized scenario of PAHs discharged in scrubber wash water. If all ships were equipped with open loop scrubbers, based on the 2015 HFO world fuel consumption by the shipping sector (Smith et al. 2014), and with known emission factors for PAH (Cooper et al. 1996, Cooper and Gustafsson 2004) and the 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ PAH limit and assuming a washwater discharge flow rate of 45 m^3/MWh ; the global emission of PAHs would be 5.9 Mt. This amount is about 10 times higher than the PAHs emissions from all sources in the world, i.e. all biomass, all fossil fuel combustion (Shen et al. 2013, Gonzalez-Gaya et al. 2016). This calculation indicates that the actual IMO PAH guideline limit does not provide any restriction for PAH discharges.

When BSH (PPR 2019) compared the PAH_{phe} measurements, of inlet water subtracted from outlet water, using the pre-installed EGCS equipment and an entrained equipment brought by BSH, huge discrepancies are discovered (Figure 4). The in-lab measurements actually indicate that the discharge water exceeds the limits setup by the IMO in a majority of the measurements.

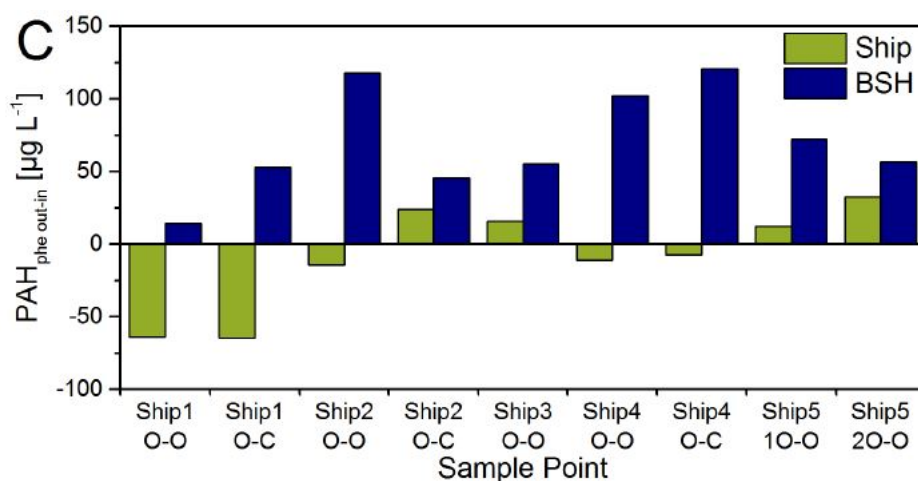


Figure 4. Comparison made by BSH (PPR 6/INF. 20) of PAH_{phe} (in-out) measurements conducted on-board (green) vs. in-lab (blue). O-O is open loop and O-C is closed loop vessels.

This is further confirmed by the discrepancy between online monitoring of PAHs as phenanthrene equivalents, versus solid phase extraction with C18-ec SPE disks and analyzed by GC-MS-MS. As seen in Table 8, the concentrations estimated from online monitoring is ranging from 15 to 45% of the concentrations analyzed by GC-MS-MS, implying that these are not directly comparable. This indicates that, not only are the methods underestimating the PAH concentrations, but also that using phenanthrene as a proxy for all PAHs will add to that underestimation, not including alkylated PAHs, common in for example lubricating oils.

Table 8. Comparison of onboard online optical (fluorescence) measurements of concentrations of Phenanthrene and lab analysis by GC-MS-MS, redrawn from the report by GESAMP Task Team on EGCS (2019).

Source	PPR 6/INF.20, BSH, 2019	MEPC 73/INF5, EGCSA, 2018	Magnusson, <i>et al.</i> , 2018	Hufnagl, <i>et al.</i> , 2005
Σ PAHEPA-16 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1.6 – 19	0.5 – 24	22	12 – 20
Phenanthrene ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0.7 – 2.9	0.08 – 6.1	10	5.1 – 8.2

3.3.1.3 Turbidity/Suspended Particle Matter

The washwater treatment system should be designed to minimize suspended particulate matter, including heavy metals and ash. The maximum continuous turbidity in washwater should not be greater than 25 FNU (formazin nephelometric units) or 25 NTU (nephelometric turbidity units) or equivalent units, above the inlet water turbidity. However, during periods of high inlet turbidity, the precision of the measurement device and the time lapse between inlet measurement and outlet measurement are such that the use of a difference limit is unreliable. Therefore, all turbidity difference readings should be a rolling average over a 15-minute period to a maximum of 25 FNU. For the purposes of this criteria the turbidity in the washwater should be measured downstream of the water treatment equipment but upstream of washwater dilution (or other reactant dosing) prior to discharge. For a 15-minute period in any 12-hour period, the continuous turbidity discharge limit may be exceeded by 20%. The turbidity monitoring equipment should meet requirements defined in ISO 7027:1999 or USEPA 180.1.

As with pH and PAHs, BSH (2019) compared turbidity measurements conducted with the pre-installed EGCS equipment and equipment brought on-board by BSH (Figure 5). The difference between the two methods is very large, highlighting the challenges in conducting these types of measurements with sufficient certainty.

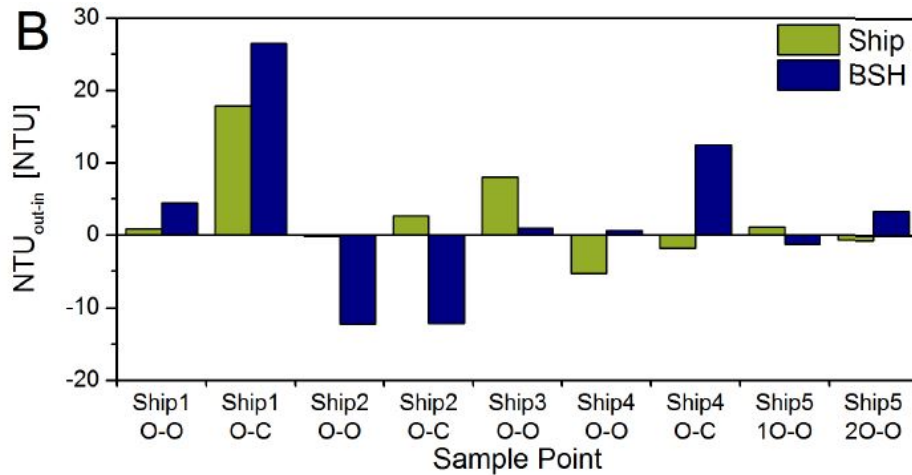


Figure 5. Comparison made by BSH (PPR 6/INF. 20) of turbidity, as NTU (in-out), measurements conducted on-board (green) vs. in-lab (blue). O-O is open loop and O-C is closed loop vessels.

3.3.1.4 Nitrates

The washwater treatment system should prevent the discharge of nitrates beyond that associated with a 12% removal of NO_x from the exhaust, or beyond 60 mg/l normalized for washwater discharge rate of 45 m³/MWh whichever is greater. The test method for the analysis of nitrates should be according to standard seawater analysis as described in Grasshoff et al. All systems should be tested for nitrates in the discharge water. If typical nitrate amounts are above 80% of the upper limit, it should be recorded.

Due to previous indications that the complex chemical composition of scrubber discharge water may bias spectrophotometric analyses of nitrate (*Ytreberg et al. unpublished*), this will be investigated further during 2020. A working hypothesis is that the high concentrations of sulphate may mask interfere with the nitrate analysis.

3.3.1.5 Washwater additives and other substances

An assessment of the washwater is required for those EGC technologies which make use of chemicals, additives, preparations or create relevant chemicals *in situ*. The assessment could take into account relevant guidelines such as the Procedure for approval of ballast water management systems that make use of active substances (G9) (resolution MEPC.126(53)), and, if necessary, additional washwater discharge criteria should be established.

3.3.2 Washwater residue

Residues generated by the EGC unit should be delivered ashore to adequate reception facilities. Such residues should not be discharged to the sea or incinerated on board. Each ship fitted with an EGC unit should record the storage and disposal of washwater residues in an EGC log, including the date, time and location of such storage and disposal. The EGC log may form a part of an existing logbook or electronic recording system as approved by the Administration.

3.4 Environmental quality standards

Chemical pollution of surface water is considered to be a severe threat to European aquatic environments. In order to improve the state of the environment, Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC) (WFD) sets out strategies to be implemented against pollution of water. One of the strategies was to develop a list of priority substances selected based on their severity to cause adverse effects in the aquatic environment. This list was later replaced by Annex II of the Directive on Environmental Quality Standards (Directive 2008/105/EC) (EQSD), also known as the Priority Substances Directive. In the EQSD, environmental quality standards (EQS) for hazardous substances in EU surface water (comprising river, lake, transitional and coastal waters) have been set. The list comprises 33 different priority substances (or group of substances), shown to be of major concern for European waters. These EQS values are further used for chemical status classification of European freshwater and transitional and coastal waters out to 12 nautical miles.

Ten of the contaminants identified in scrubber discharge water are also listed as a priority substance in EQSD (Table 9). These are the metals cadmium, lead, mercury and nickel and the PAHs anthracene, benzo(a)pyrene, benzo(b)fluor-anthene, benzo(k)fluor-anthene, benzo(g,h,i)-perylene and the indeno(1,2,3-cd)-pyrene. Environmental threshold values for other chemicals than those listed in the EQSD have been developed based on other regulatory frameworks, e.g. the Biocidal Product Regulation (BPR, Regulation (EU) 528/2012) and REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals). Although the same principle is used across regulatory frameworks, the details of how environmental thresholds are estimated differ across regulations and the final environmental threshold are labelled differently (e.g. Environmental Quality Standards (EQS) for the WFD-priority pollutants or Predicted No Effect Concentrations (PNEC) for biocides and industrial chemicals under REACH (Gustavsson et al. 2017) see section 3.4).

Table 9. Environmental quality standards (EQS) for priority substances according to Annex II of the Directive on Environmental Quality Standards (Directive 2008/105/EC). Average concentrations \pm 95% confidence interval of open and closed loop discharge water (from Table 3 and 4) are included for comparison.

Substance	CAS number	AA-EQS (2) Coastal waters ($\mu\text{g/L}$)	Open loop discharge ($\mu\text{g/L}$)	Closed loop discharge ($\mu\text{g/L}$)
Anthracene	120-12-7	0.1	0.08 ± 0.05	0.14 ± 0.10
Cadmium	7440-43-9	0.2	0.85 ± 0.30	0.58 ± 0.20
Lead	7439-92-1	7.2	9.2 ± 4.5	8.2 ± 3.4
Mercury	7439-97-6	0.05	0.08 ± 0.01	0.01 ± 0.002
Nickel	7440-02-0	20	47 ± 11	2600 ± 850
Benzo(a)pyrene	50-32-8	0.05	0.05 ± 0.02	0.04 ± 0.04
Benzo(b)fluor-anthene	205-99-2	$\Sigma=0.03$	$\Sigma=0.05 \pm 0.03$	$\Sigma=0.06 \pm 0.05$
Benzo(k)fluor-anthene	207-08-9			
Benzo(g,h,i)-perylene	191-24-2	$\Sigma=0.002$	$\Sigma=0.09 \pm 0.07$	$\Sigma=0.04 \pm 0.04$
Indeno(1,2,3-cd)-pyrene	193-39-5			

In Sweden, also copper and zinc are used in the WFD ecological status classification and hence EQS values have been developed for coastal waters (copper, chromium and zinc) and

in coastal sediment (copper) (HVMFS 2013:19) (Table 10). Since the Baltic Sea is considered particularly sensitive to chemical pollution, different EQS values are used in the Baltic Sea and North Sea with respect to copper and zinc. For copper, the EQS in the North Sea are derived from the PNEC value determined under REACH (RAR 2008).

Table 10. Swedish annual average environmental quality standards (AA-EQS) and sediment EQS according to HVMFS 2013:19. Average concentrations \pm 95% confidence interval of open and closed loop discharge water (from Table 3) are included for comparison.

Substance	CAS number	AA-EQS Baltic Sea ($\mu\text{g/L}$)	AA-EQS North Sea ($\mu\text{g/L}$)	Sediment (mg/kg DW)	Open loop ($\mu\text{g/L}$)	Closed loop ($\mu\text{g/L}$)
Copper and its compound	7440-50-8	Bioavailable fraction ⁽¹⁾ : 0.87	Bioavailable fraction: 2.6	52 ⁽²⁾⁽³⁾	39 \pm 2.5	520 \pm 240
Zinc and its compound	7440-66-6	1.1 ⁽²⁾	3.4 ⁽²⁾		110 \pm 61	390 \pm 200
Chromium and its compound	1333-82-0; 7775-11-3; 10588-01-9; 7789-09-5; 7778-50-9	3.4	3.4		15 \pm 6.4	1300 \pm 2000

⁽¹⁾Bioavailable fraction is determined by dividing the measured concentration with (DOC/2)0.6136. If no site-specific DOC concentration is available, the value of 4.3 $\mu\text{g Cu/L}$ in the North Sea and 1.45 $\mu\text{g Cu/L}$ in Baltic Sea shall use.

⁽²⁾Natural background shall be subtracted from the measured environmental concentration before compared with the EQS.

⁽³⁾ in dry weight (DW) and normalized to 5% organic carbon

3.5 Environmental Risk Assessment

Environmental risk assessment (ERA) of chemicals is used to predict the risk for adverse effects on the environment due to exposure of chemicals. The ERA comprises of four stages: *hazard identification (1)*, *dose-response assessment (2)*, *exposure assessment (3)* and *risk characterization (4)*.

Hazard identification (1) is the documentation of the inherent capacity of a chemical to cause adverse effects. During this stage, data is gathered and potential effects by the chemical on different species are evaluated. In the *dose-response assessment (2)*, the relationship between the dose or the level of exposure and the incidence and severity of an adverse effect on an organism is estimated. At this stage, acute and chronic toxicological studies are used for deriving no-observed-effect concentration (NOEC). The *hazard identification (1)* and *dose-response assessment (2)* enable the determination of a predicted no-effect concentration (PNEC) which is obtained by dividing the NOEC by an appropriate safety/assessment factor (determined by considering the uncertainty of the available data).

The *Exposure assessment (3)* is performed to predict environmental concentration of the chemical (and if present, its degradation products) in different compartments (e.g. water, soil or sediment). In the final stage, the *risk characterization (4)*, the ratio of PEC/PNEC (also known as risk characterization ratio (RCR)) is determined. If the RCR is less than unity (< 1), the concentration in the environment is likely to be lower than the critical threshold value; the

risk of adverse effects is considered low. If the ratio is higher than unity (> 1), risk for adverse effects exists and actions to reduce the risk are recommended. For emission sources that contain several chemicals, e.g. scrubber discharge water, the mixture toxicity effect must be considered. Based on the assumption that the toxicity of the mixture is additive (not antagonistic or synergistic) and have a similar mode of action, the concentration addition (CA) model and the PEC/PNEC summation approach can be used. This method has been shown to be the best model to predict effects of mixtures (Deneer 2000) and is also recommended by the Swedish Chemicals Agency for risk assessment of antifouling coatings that contain and release multiple chemicals (KemI 2011).

3.5.1 Modelling and comparison to environmental quality standards

During the development of guidelines, several reports have been submitted to the IMO. The report by MARINTEK (Buhaug et al. 2006) submitted by the United States to MEPC 56/INF.5, is one of the first reports including the ecotoxicological concepts of Predicted Environmental Concentration (PEC) and relating it to Predicted No Effect Concentrations (PNEC). The PEC values were obtained by modelling the dilution of scrubber discharge water when a ship operates under transit operation in open sea and during port operation. The results showed the scrubber discharge water to be diluted by a factor of 1:30 before the effluent passed the stern of the ship and by a factor of 1:2000 at a distance 50 m behind the stern. During port operation, the dilution factor was rather similar; 1:1750 at 50 m behind the stern.

Japan applied the approach of an assessment factor, according to the methodology of GESAMP BWWG and came to the conclusion that there are no environmental concerns regarding large-scale use of scrubber water in Japanese waters (MEPC 2019, submitted to MEPC 74/INF.24)). However, the Japanese study does not present any analyses of the actual scrubber discharged water (produced in a model scrubber) used in the ecotoxicological studies and the presented chemical characteristics of scrubber water from a ship are presented without any details about the conditions for sampling and analytical methods. Further, except for the concentration of nickel in one sample, the reported concentrations in the Japanese study are always lower (up to 552 times lower) than the average concentrations of individual contaminants in the dataset compiled from all available data (Table 3 and Table 4). Finally, no consideration is made to the environmental background concentrations in their environmental risk assessment. Hence these results will not be further discussed here.

In the MARINTEK report (Buhaug et al. 2006), no attention is paid to the complexity posed by the chemical mixture that scrubber water represents. Research and policy development with respect to chemical mixtures are acknowledged by the EC and the challenges associated with lack of data and understanding of the effects of complex mixtures (often from many sectors), both in the environment and on human health, have received a lot of attention during the 21st century (e.g. Kortenkamp et al. (2009), EC JRC Bopp et al. (2018), Rudén (2019)). A comprehensive summary of the challenges associated with risk assessment of chemical mixtures is given in the EC JRC Science for policy brief (Bopp et al. 2018), *Something from nothing? Ensuring safety of chemical mixtures*. The main concern is that combined exposure to multiple chemicals may lead to unacceptable effects, even if the individual substances are

below safety thresholds regarding exposure of single substances (Figure 6). To illustrate the conceived uncertainties in current, state-of-the-art, general understanding of combination effects of mixture toxicity, one recent example is found in the SOU 2019:45 *Future chemical risk management. Accounting for combination effects and assessing chemicals in groups* (Rudén 2019). Here, the recommendation is to use the concept of a *risk cup* to describe the total allowable exposure and to introduce a general allocation factor of 10%, so that each individual chemical substance may not supersede 10% of the total exposure judged as safe. In other terms, this means a lowering of current limits to one tenth of what is today considered a safe limit.

Another general problem when scrubber discharge water concentrations are presented, modeled and related to environmental quality standards, is the lack of transparency in the data handling. Many times, only average concentrations are presented (e.g. DNV-GL and Carnival Corporation & PLC (2019)). Sometimes, the background concentrations are subtracted from the discharge water concentrations e.g. Faber et al. (2019) in their commissioned report for the Cruise Lines International Association (CLIA), submitted to the IMO PPR 7 meeting in February 2020. To subtract background concentrations is not trivial to do, and there is an ongoing discussion on how to handle background and inlet concentrations; if the background concentration is always subtracted, it implies that it will be ok to discharge scrubber water in areas of higher background concentrations. Analogously, when carrying out risk assessment modelling with respect to scrubbers, all sources of contaminants and the potential accumulation should be included in the analysis.



Figure 6. Even if the concentrations of individual substances are below safety thresholds regarding exposure of single substances, the combined exposure to multiple chemicals may lead to unacceptable effects Source: (EC JRC 2018).

3.5.2 Modelling of acidification

Since the original driving force behind the implementation of stricter sulphur regulations was to reduce acidification, there are efforts to model the acidification potential from large-scale use of scrubbers from ships. From an acidification point of view, the use of scrubbers implies a focused input of the strong acids corresponding to SO_x and NO_x (Hassellöv et al. 2013) compared to input via atmospheric deposition. The challenges associated with acidification

modelling and the relative importance of absorption of atmospheric carbon dioxide and atmospheric deposition of sulfur and nitrogen oxides and ammonia has been described by Hagens et al. (2014), where coastal areas that are supersaturated with respect to CO₂ is identified as the most sensitive to atmospheric deposition.

In general, the contribution to acidification from shipping is considered to be small on basin wide scale, but locally it may be significant, depending on traffic intensity, hydrographic conditions and biogeochemical context. The acidification potential by scrubbers have been described to locally/regionally reach the same order of magnitude as CO₂-induced acidification (Hassellöv et al. 2013, Stips et al. 2016, Turner et al. 2018, Dulière et al. 2020). The projected contribution to acidification by shipping in the Baltic Sea estimated by Turner et al. (2018), show potential reductions on pH and alkalinity, but to a less extent than previous studies, explained by efficient transport of surface water acidification to the North Sea on a time scale of 15-20 yrs.

Dulière et al. (2020) modeled sea water pH for the English Channel and the southern North Sea assuming that 35% of the fleet will install scrubbers in the future. The results suggest that the total annual pH decrease of the whole domain due to open loop scrubber use would be equivalent to 2-4 years of CO₂-induced acidification; locally the figure can be equivalent to 10-50 years. Stips et al. (2016) model different scenarios of increased SO₂ emissions, in the North Sea and found the shipping related acidification to be small but not insignificant and regionally varying. All studies highlight the complexity of the spatial heterogeneity in coastal areas and the associated challenge to predict impact from acidification.

3.6 Environmental State of European and Swedish Coastal Waters

The Water Framework Directive 2000/60/EC (WFD) require Member States to monitor and assess the environmental state of rivers, lakes and transitional and coastal waters. The main aim of the directive is to establish a framework for the protection of EU waters allowing for adequate measures to improve the status in order to enable the Member States to reach “good status” for all EU water bodies. Despite the ambitious goals of the WFD, only 35% and 15% of the coastal waters and the territorial waters reached good chemical status in 2018 (EEA 2020) (Figure 7).

In Sweden, the situation is even more severe, where all water bodies failed to reach good chemical status (Figure 8) due to elevated concentrations of mercury and polybrominated diphenyl ethers (PBDE). The overall ecological status of Swedish coastal water (Figure 8) is predominantly moderate, except for the Bothnian Bay and Bothnian Sea that reach good ecological status. Swedish environmental monitoring and status assessment of coastal waters include nine contaminants that are also present in scrubber discharge water, e.g. the PAH's anthracene, benzo(a)pyrene, benzo(b)fluoranthene, benzo(g,h,i)perylene and fluoranthene and the metals arsenic, chromium, copper and zinc. As shown in Table 11, the concentrations of arsenic, copper and zinc where in 43 – 60 % of the assessed coastal waters too high to achieve good status (VISS 2019). For PAH's, the majority of the assess coastal water bodies failed to reach good chemical status for the sediment with respect to anthracene (79 %) benzo(a)pyrene (94 %) and benzo(g,h,i)perylene (100 %) (Table 12).

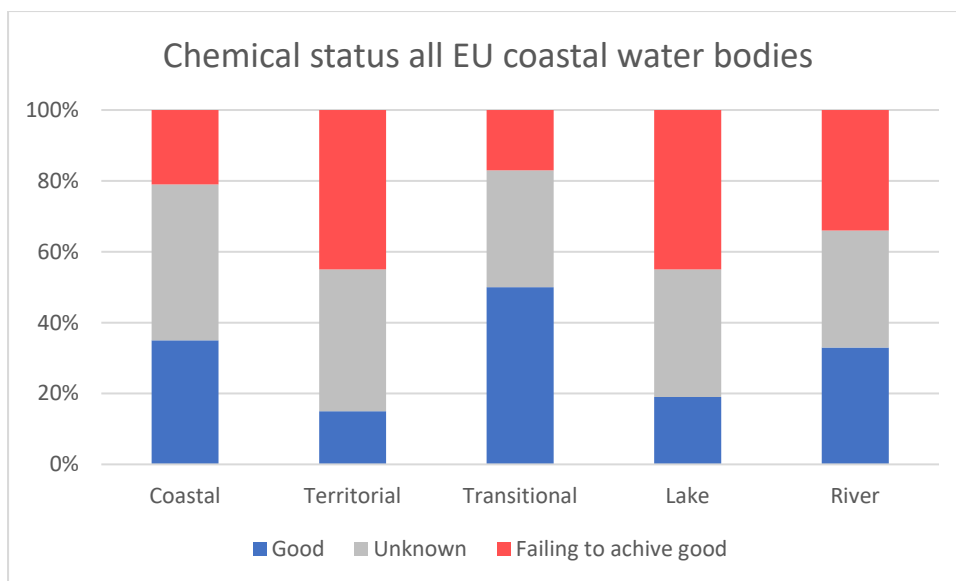


Figure 7. Share of EU coastal waters and territorial waters reaching or failing good chemical status in 2018.

Table 11. Chemical and ecological status classification of Swedish coastal water bodies with respect to metals also found in scrubber discharge water

Compartment		number of classified water bodies	% failing to achieve good chemical or ecological status
Water	Arsenic ¹	43	56%
	Chromium*	29	0%
	Copper*	28	43%
	Zinc*	48	60%
Sediment	Arsenic ¹	1	100%
	Chromium*	0	
	Copper*	125	23%
	Zinc*	3	100%

¹ used in WFD chemical status classification

* used in the WFD ecological status classification

Table 12. Chemical status classification of Swedish coastal water bodies with respect to PAHs also found in scrubber discharge water.

Compartment		number of classified water bodies	% failing to achieve good chemical status
Water	Anthracene	3	0%
	Benzo(a)pyrene	5	20%
	Benzo(b)fluoranthene	6	0%
	Benzo(g,h,i)perylene	5	0%
	Flouranthene	2	0%
Sediment	Anthracene	73	79%
	Benzo(a)pyrene	16	94%
	Benzo(b)fluoranthene	0	0%
	Benzo(g,h,i)perylene	6	100%
	Flouranthene	82	13%
Biota	Benzo(a)pyrene	31	3%

The status of the European marine environment has also been compiled by the European Environmental Agency in their report *Contaminants in Europe's seas - moving towards a clean, non-toxic marine environment* (EEA 2018). The assessment shows that 96.3 % of the Baltic Sea are to be classified as 'problem areas' in terms of contaminants. The situation is similar for the other European Seas where e.g. 87.3 % of the Mediterranean Sea were assessed as 'problem areas'.

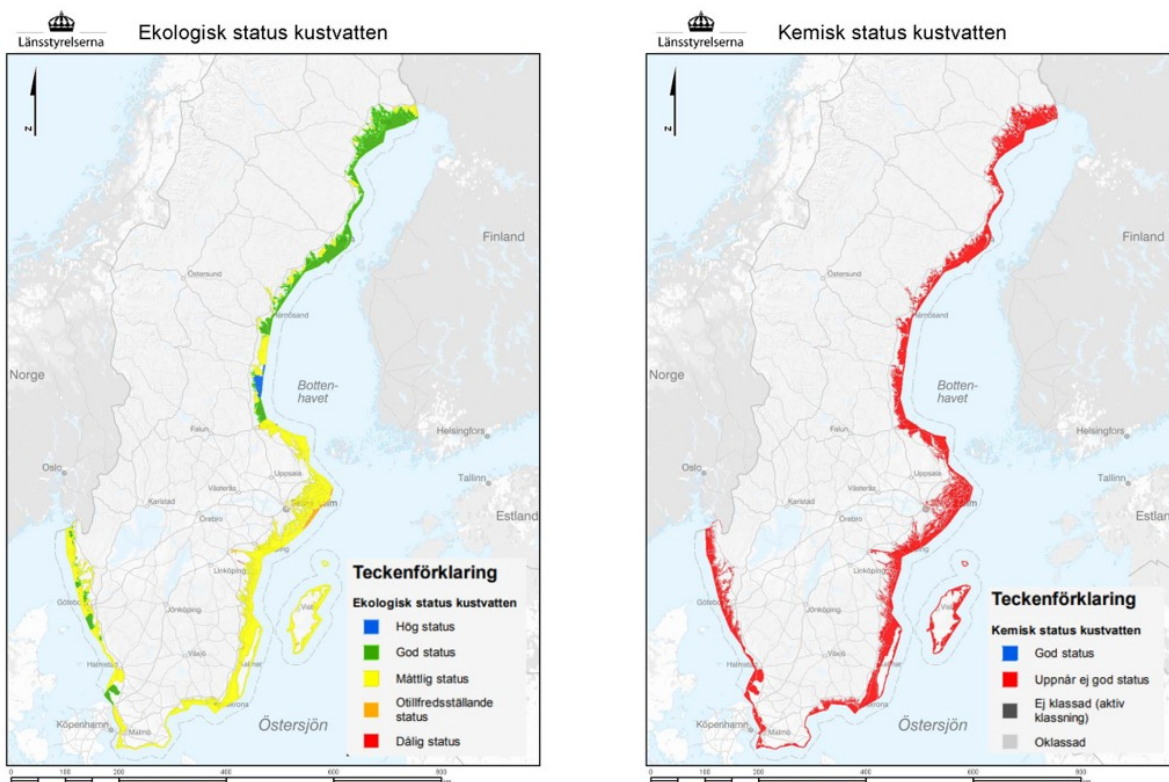


Figure 8 Maps showing the overall ecological (left) and chemical (right) status of Swedish coastal waters using the VISS map function. The ecological status is classified from bad (red) to high (blue) status while the chemical status is determined as good (blue) or not reaching good (red) status. Maps downloaded from VISS 2020-07-02. <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/arcgis/apps/MapSeries/index.html?appid=0d5184a960834906af2e0fc72d8cd99d>

3.7 Ecotoxicological studies,

From the chemical characterization of scrubber discharge water (Table 4 and 5) it is verified that there is reason for ecotoxicological responses to both trace metals and organic compounds. The effects of PAH:s and single trace metals are rather well described in literature (e.g. Sunda 1989, Hylland 2006), whereas assessments of effects from complex mixtures are lacking.

The mode-of-action and ecotoxicological effects from contaminants vary depending on the contaminant itself, but also on the organism(s) being exposed. Heavy metals, such as mercury, cadmium and lead, are toxic at very low levels and can displace essential metals within microbial communities, disrupting their growth adversely (Priyadarshini et al. 2019).

Mercury contamination and biomagnification caused a major outbreak of the Minimata disease with thousands of people dying. Lead, chromium, arsenic and cadmium are linked to cancer and can damage of both kidney and liver in mammals as well as affecting the nervous system (Priyadarshini et al. 2019). Heavy metals not only affect organisms on a cellular level, inhibiting phytoplankton growth, but also on a molecular level, with changes in nucleic acids and enzyme inhibition. For molluscs, examples of the adverse effects from elevated levels of metals are; disruption of the development, reproductive processes and reduced byssus

formation. Several histological changes, e.g. gill necrosis and degeneration of the liver, have been observed in fishes and crustaceans (Gheorghe et al. 2017).

Many PAHs and their metabolites are known to be both carcinogenic and mutagenic. Recent studies have also shown evidence of PAHs' endocrine disrupting properties, genotoxicity and oxidative stress. In fish, PAHs have also shown to have tissue-specific toxicity, e.g. affecting eye development, liver metabolism and reduction in bone strength (Honda and Suzuki 2020 and references therein).

Many of the contaminants listed here as constituents of scrubber discharge water have known toxic effects, but their combined effect is less studied. The complex composition of the scrubber discharge, as well as the varying properties of the receiving environment, presents a challenge when performing ecotoxicological experiments.

3.7.1 Whole Effluent Toxicity testing

The available ecotoxicological data from Whole Effluent Toxicity (WET) testing, is compiled in Table 13. The advantage of WET testing is that the potential aquatic toxicity of a mixture is addressed and potential synergetic effects, e.g. acidic conditions may increase the toxicity of metals, is included in the testing. At the same time, there are constraints that acute responses to e.g. highly acidic conditions may overshadow long-term effects in the experiment. In general it is therefore important not to have an over-reliance that a few additional ecotoxicological tests will significantly reduce the uncertainty in the state of knowledge to the desired extent; to cover different spatio-temporal scales and trophical (food-web) interactions is indeed challenging (see section 3.6.2). Therefore, assessment factors are usually applied to compensate for the uncertainty (Section 3.4).

In 100% scrubber water, all studies showed adverse effect for all endpoints. Regarding effects on algal species, both Koski et al. (2017) and Ytreberg et al. (2019), reports a stimulated algal growth compared to the control at 10% scrubber discharge water concentration. Also, in the Japanese report (2019), a tendency to stimulated growth (likely statistically insignificant, as not mentioned in the report) can be observed in the published figure (Figure 3-6, p34) for 1%, and 3.2% scrubber water. However, this study lacks data on the actual chemical composition in the scrubber discharge water used in the experiments and the data should therefore be used with precaution (see also section 3.4.1).

Table 13. Overview of published ecotoxicological studies

Reference	Test organisms	pH	Test	End point	References/ guidelines	Peer- reviewed
Japan	<i>Skeletonema Costatum</i>	3.5	Growth inhibition testing using micro Algae	Growth rate after 72 hours EC50 49%	ISO 10253:2016	
Japan	<i>Hyale barbicornis</i>	3.5	Acute toxicity testing using crustacean	Mortality after 96 hours EC50 20%	USEPA OCSPP 850.1020 (2016)	
Japan	<i>Oryzias Javanicus</i>	3.5	Acute toxicity testing using fish	Mortality after 96 hours EC50 35%	OECD TG203 (1992)	
Ytreberg, <i>et al.</i> (2019)	<i>Nodularia spumigena</i>	2.8	Growth inhibition testing using micro Algae	Primary productivity after 72 hours, EC10=9%		X
Ytreberg, <i>et al.</i> (2019)	<i>Melosira cf. arctica</i>	NA	Growth inhibition testing using micro Algae	Primary productivity after 72 hours, Positive EC10=6%		X
Koski, <i>et al.</i> (2019)	Rhodomonas sp.	NA	Growth inhibition testing using micro Algae	Growth rate after 12 days because of insufficient data EC50 could not be delivered (LOEC could be 10%)	NO standards were applied	X
Koski, <i>et al.</i> (2019)	<i>Acartia tonsa</i> (adult copepods)	3.2	Acute	Mortality after 24 hours (NOEC could be 30%)	NO standards were applied	X
Koski, <i>et al.</i> (2019)	<i>Acartia tonsa</i> (egg)	3.2	Acute	Egg hatching after 24 hours (NOEC could be 50%)	NO standards were applied	X
Magnusson, <i>et al.</i> (2018)	<i>Calanus helgolandicus</i> (juvenile copepods)	7.6	Chronic	OL Metabolic rate after 14 days >10%	NO standards were applied	
Magnusson, <i>et al.</i> (2018)	<i>Calanus helgolandicus</i> (juvenile copepods)	7.6	Chronic	CL Metabolic rate after 7 days >2% and 0.5%	NO standards were applied	

Elevated mortality of zooplankton was observed both by Koski et al. (2017) and Magnusson et al. (2018). Koski et al. (2017) reported that close to all adult individuals of the test organism *A. tonsa* were dead at 30% scrubber water. Eggs however, seemed comparatively more resistant, with a relatively high hatching success (77-85%) in concentrations up to 50% scrubber discharge. In the tests on *C. helgolandicus* by Magnusson et al. (2018), all copepods died within one day when exposed to the 5% concentration of closed loop discharge water and within 8 days when exposed to the 40% concentration of open loop discharge water. The GESAMP Task Team (2019) has raised some concerns regarding the uneven geometric factor for dilution series, and the applied method to detect statistical differences and considered that these toxicities may be overestimated.

The Japanese study (2019) concluded that the LC50 of the acute toxicity test during 24-96h was 20% scrubber water concentration. Further the Japanese study concluded that both for copepod tests and fish test, low dissolved oxygen concentrations due to the low pH may also have an effect. The LC50 in the fish test was calculated to be 35%. Abnormal swimming (surface swimming) was also observed in the 12.5% and 25% groups at the start of the experiment, but this was not a formal endpoint. Again, this study lacks data on the actual chemical composition in the scrubber discharge water used in the experiments and the data should therefore be used with precaution (see also section 3.4.1).

The GESAMP Task Team on EGCS (Linders et al. 2019) recognized that at least a 10-fold dilution was needed to reach the standard for the pH and their subsequent interpretation is that the acute effects were predominately caused by the low pH. Both Koski et al. (2017) and Magnusson et al. (2018) conclude that the effects cannot be explained by single stressors (such as pH, individual metals or PAHs), but rather must be attributed to the combined effect of all stressors. This interpretation is supported in unpublished data from experiments on natural plankton communities at Askö 2014 (Ytreberg et al unpublished), which included a dilution series of sulphuric acid (H₂SO₄) to reach the same pH as for the scrubber treatments. However, Koski et al. (2017), Magnusson et al. (2018) and the (Linders et al. 2019) agree that further data is needed to improve the understanding.

3.7.2 Analytical challenges of ecotoxicology studies

It can be noted that there is yet not a single peer-reviewed scientific paper published concluding that large-scale use of scrubbers is not of any environmental concern. Almost all reports related to assessment of environmental impact of scrubbers state that there is a need for more data and for more research. This is naturally an important part, but likewise it is important to recognize the analytical challenges associated with the chemical analyses and ecotoxicological testing, to avoid over-reliance to additional research. It is always possible to deliver a figure, but the quality assurance of the figure is crucial. In the ecotoxicological testing there are standard procedures available, yet it is well-known that their simplified approach has little to do with environmental responses *in situ*. There is an ongoing discussion on how to improve this situation (Martin et al. 2019) and there are also concrete suggestions available on how to increase the usefulness of academic ecotoxicological research for policy (Molander et al. 2015, Moermond et al. 2016). However, there are differences in the approaches, when carrying out measurements for onboard regulation compliance versus

research purposes. While there is some guidance available on sampling schemes for compliance control, there are no such harmonized procedures regarding scientific evaluation of scrubber washwater sampling.

The GESAMP Task Team (Linders et al. 2019) for example recommended “the performance of a set of well-established, good quality WET tests, including short term and long-term endpoints on species of three trophic levels”. Further the GESAMP Task Team concluded that “the ecotoxicity of the other contaminants was masked by the dominant adverse effects by the low pH, therefore the Task Team recommended that further tests will be needed from these viewpoints using pH adjusted discharge water”. This is close to the heart of the matter; conducting ecologically relevant tests of acidic discharge water containing nutrients, organic contaminants and metals is not a trivial task. This is not scrubber discharge specific issue but acknowledged within the area of risk assessment of mixtures (e.g. Faust et al. (2019), Rudén (2019)). Hence, the suggestion to include tests where the pH is adjusted will add some information, but it will not adequately reflect the response in situ at different spatio-temporal scales. Another aspect of conducting ecologically relevant studies, is the importance of bioaccumulation and trophic interactions (e.g. Chouvelon et al. 2019), which so far is not assessed at all within the scrubber related literature.

Regarding experimental work on e.g. natural plankton communities, there is a general constraint that the enclosure effect as such (by carrying out the experiment) will act as an evolutionary pressure of the system, implying that there is a limited time that the system can be claimed to represent natural systems. For 50L mesocosms it is typically maximum two weeks (Ytreberg et al. 2019). During such a short time, there is a risk that the content of eutrophying substances, such as nitrate, in the scrubber wash water may mask toxicological effects (Ytreberg et al. *unpubl. data*). It also poses a challenge in terms of choosing an adequate control to compare the treatments with.

3.8 Legal frameworks and the precautionary principle

After looking into the data on scrubber discharge water chemical composition and toxicity, it may be useful to take one step back and look at the prerequisites for introduction of EGCSs in the first place. The interest in alternative solutions to distilled low sulphur fuels, primarily in Sulphur Emission Control Areas (SECAs), was initially awakened as the entry into force of MARPOL Annex VI became more certain. According to the submission to the Subcommittee on Ship Design and Equipment (DE 47/20, United States (2003)), the reason was two-fold: “the potential cost-effectiveness of these systems and concern about the availability of lower-sulphur fuel and the ability of ship owners to install the equipment needed to use lower-sulphur fuel in SECAs”. Further it is stated that there is a need to “Define pollutants of concern in residues from EGCS (e.g. SO_x, nitrates, sulphates, hydrocarbons, metals, others?). Pollutants generated in the exhaust system, such as sulphuric acid should not be dumped overboard unless it can be clearly demonstrated that this will not have a negative effect on the ecosystems involved. Harmful components should be disposed of properly.”. This is in line with the United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS(1982)), Effective in 1994. In Part XII Protection and Preservation of the Marine Environment, *Article 195* on

Duty not to transfer damage or hazards or transform one type of pollution into another it is stated that “In taking measures to prevent, reduce and control pollution of the marine environment, States shall act so as not to transfer, directly or indirectly, damage or hazards from one area to another or transform one type of pollution into another.”

Also, in MARPOL Annex VI Regulation 4 Equivalent (IMO 2008), it is described in the first paragraph that “The Administration of a Party may allow any fitting, material, appliance or apparatus to be fitted in a ship or other procedures, alternative fuel oils, or compliance methods used as an alternative to that required by this Annex if such fitting, material, appliance or apparatus or other procedures, alternative fuel oils, or compliance methods are at least as effective in terms of emissions reductions as that required by this Annex” and the message is further sharpened in the fourth paragraph “The Administration of a Party that allows the use of an equivalent as set forth in paragraph 1 of this regulation shall endeavor not to impair or damage its environment, human health, property, or resources or those of other States.”

In the light of UNCLOS Article 195 and MARPOL Annex VI Regulation 4, it is questionable whether the use of scrubbers can be considered as an alternative to the use of distilled low sulphur fuel oils. Unless, the amount of pollutants in the scrubber discharge water does not exceed the corresponding maximum expected pollution entering the marine environment following use of distilled low sulphur fuels.

4 Potential impacts from large-scale use of scrubbers in Swedish water

In the end of the 20th century, sulphur oxide emissions from the shipping industry was recognized to be significant at local, regional and global scale (Corbett and Fischbeck 1997). This insight fueled the incitement to restrict the maximum allowed sulphur content of marine fuels. The Scandinavian granite bedrock implies that lakes and streams in general have low buffering capacity to withstand acidification. Therefore, Sweden was one of the countries that in the late 1980s, pursued the matter of reduced sulphur content in marine fuel to be regulated via the IMO (Svensson 2014). Since 2010, gradually stricter sulphur limits have been applied in SECA, and since 2012 also at global scale (IMO 2008).

4.1 Estimated loads of contaminants from scrubbers in Swedish water

To estimate the yearly load of scrubber water discharge within the Swedish exclusive economic zone (EEZ), data was compiled by FMI using the STEAM model. The STEAM model, developed by Jalkanen et al. (2012), collects AIS data positions from all IMO-specified vessels during a specified time over predefined areas. The AIS data is used, in combination with estimations of the vessels' operational mode and speed; regulations; and detailed vessel characteristics provided by IHS Markit and other classification societies, to form shipping activity segments such as open loop scrubber discharge. The STEAM model has previously been used to calculate emissions to air as well as water (Ytreberg et al. 2020).

The temporal and spatial resolution of the dataset can be varied, but for the data presented in this report are based on hourly collections from January 2019 with a grid size of 0.05×0.1 degrees. The STEAM model normally assumes a discharge flow rate of $45 \text{ m}^3/\text{MWh}$ for vessels operating with open loop scrubbers and a discharge flow rate of $0.3 \text{ m}^3/\text{MWh}$ for vessels operating with closed loop scrubbers. However, in an extensive literature review during the Horizon 2020 EMERGE project, averaging a total of 48 measurements, the average discharge flow rate was shown to be closer to $90 \text{ m}^3/\text{MWh}$ ($90 \pm 14 \text{ m}^3/\text{MWh}$; $N=48$) for open loop scrubber discharge and $0.45 \text{ m}^3/\text{MWh}$ ($0.45 \pm 0.2 \text{ m}^3/\text{MWh}$; $N=8$) for closed loop scrubber discharge. To further investigate the discharge flow rate, a comparison of emission factors, using different discharge flow rates, were conducted (Figure 9 and Figure 10). True emission factors, calculated from ship-specific discharge flow rate and concentrations of metals and PAHs from open loop scrubber discharge, was compared to estimated emission factors, using $45 \text{ m}^3/\text{MWh}$ vs. $90 \text{ m}^3/\text{MWh}$ as flow rates. The results show that assuming a discharge flow rate of $45 \text{ m}^3/\text{MWh}$ will lead to underestimation of the emission factors and thus, an underestimation of the total load.

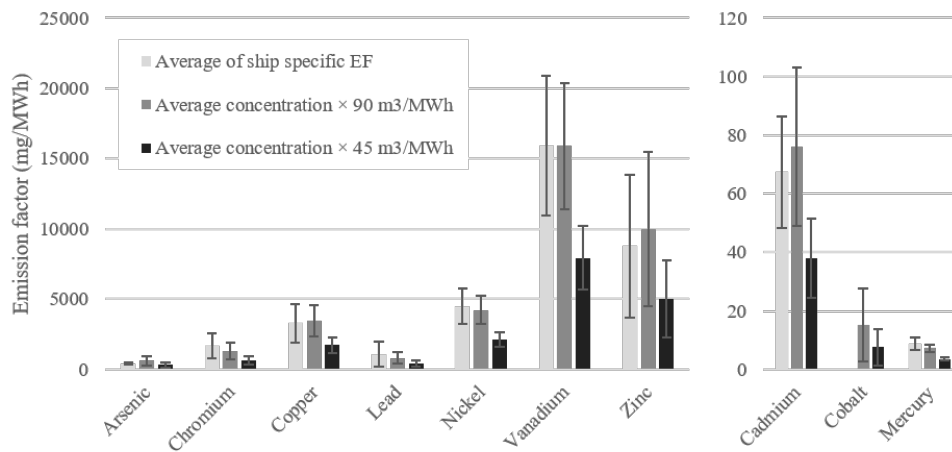


Figure 9. Calculated emission factors from open loop discharge flow rates and trace element content. The light grey bar showing the calculated emission factors when using ship specific discharge flow and concentration of trace elements, the dark grey bar show the calculated emission factors using the average trace element concentrations from all datapoints and the average open loop discharge flow of $90 \text{ m}^3/\text{MWh}$ and the black bar show the calculated emission factors based on the same calculation but using $45 \text{ m}^3/\text{MWh}$ instead. Note the different scales on the Y-axis.

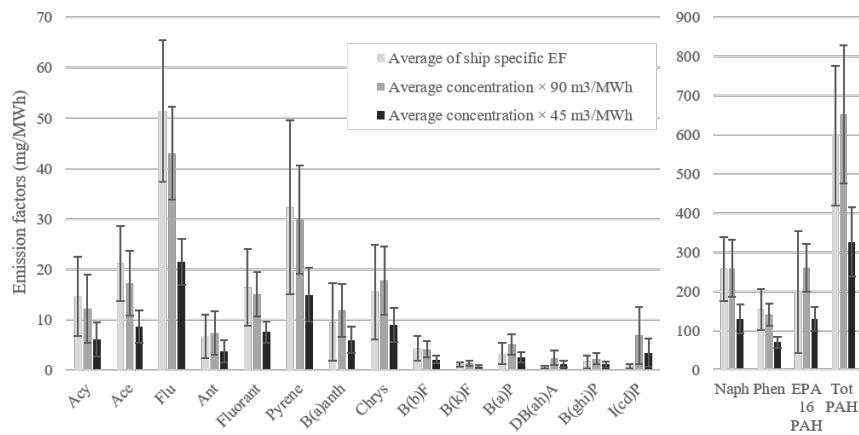


Figure 10. Calculated emission factors from open loop discharge flow rates and PAH content. The light grey bar showing the calculated emission factors when using ship specific discharge flow and concentration of PAHs, the dark grey bar show the calculated emission factors using the average PAH concentrations from all datapoints and the average open loop discharge flow of 90 m³/MWh and the black bar show the calculated emission factors based on the same calculation but using 45 m³/MWh instead. Note the different scales on the Y-axis.

The data from FMI was restricted to the Swedish Exclusive Economical Zone (EEZ) and the hourly discharge within each grid was summarized to represent a monthly discharge of January 2019 (Figure 11).

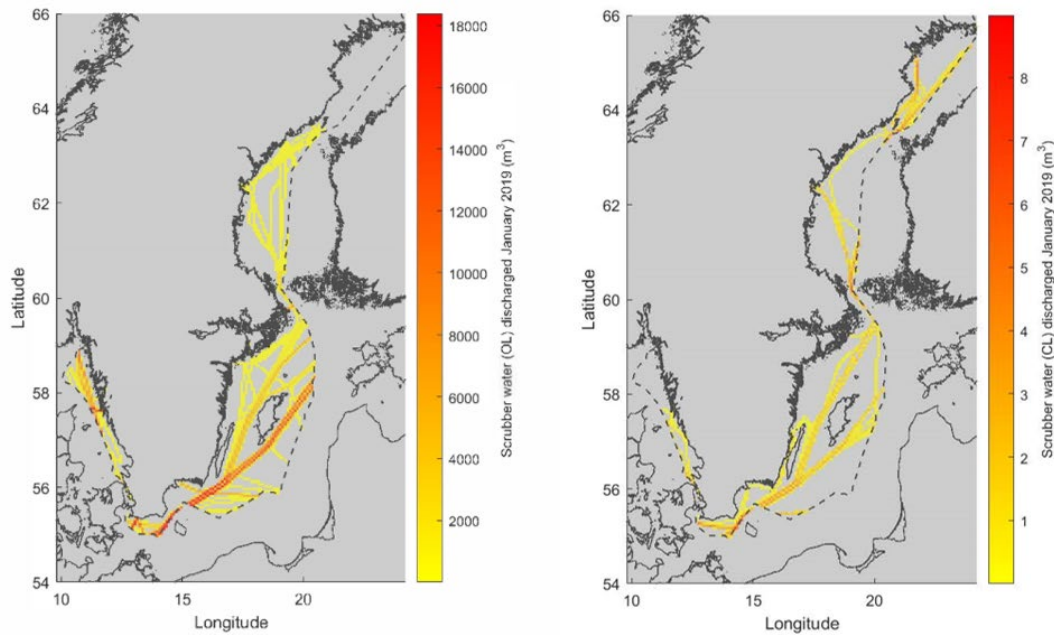


Figure 11. Distribution of scrubber discharge water volumes from open (left) and closed (right) loop scrubber use in January 2019. Average discharge flow rate of 90 m³/MWh (open loop) and 0.45 m³/MWh (closed loop) are used to comply with the latest findings. A total of 4.73 million m³ open loop scrubber water and 1500 m³ closed loop scrubber water was discharged in Swedish water. Note the different scales of the colorbars.

The spatial distribution varies between open and closed loop operations; with the closed loop fleet moving further north into the Bay of Bothnia, being less prominent in the Skagerrak area of the west coast of Sweden.

The scrubber water discharge volumes, within Swedish EEZ in January 2019, was 4.73×10^6 m³ for open loop and 1500 m³ for closed loop. A similar dataset from the Skagerrak area showed that, in 2018, January accounted for approximately 6% of the yearly load. If this is used to estimate a total yearly load, the result in 2019 of scrubber discharge water in Swedish EEZ were 7.89×10^7 m³ for open loop and 2.55×10^4 m³ for closed loop. The volumes associated with open loop scrubber use are much larger than the volumes from closed loop scrubber use, mostly due to the setup of the different systems but also because of the open loop scrubber dominating the market. In 2019 in the Baltic Sea there were 91 vessels operating with scrubbers, 9 of which were equipped with the closed loop system (pers. comm. J-P. Jalkanen, FMI, June 23rd, 2020). The discharge of closed loop wash water might seem insignificant in comparison to other waste streams, but it is in the same order as the discharge of bilge water, however; bilge is released by thousands of vessels and closed loop discharge originate from nine vessels only.

Table 14. Comparison of trace metal input from other ship related activities in January 2019, based on data from STEAM. Open and closed loop discharges are compared with grey water, sewage and bilge water. In the column far right, a ratio of the sum of scrubber sources are divided by the sum of the rest of the waste streams, i.e. grey water, sewage and bilge water. The contribution from antifouling paint release is not included in the table but are estimated to be 5200 kg in January for copper and 990 kg of zinc.

Metals discharged (kg) in January 2019 from different ship-related activities						
	Scrubber open loop	Scrubber closed loop	Grey water	Sewage	Bilge water	$\frac{\sum(OL+CL)}{\sum(\text{grey, bilge and sewage})}$
Arsenic	33	0.07	1.0	0.93	0.16	16
Cadmium	4.0	0.03	0.03	0.00	0.00	120
Chromium	71	1.8	1.2	0.48	0.07	41
Copper	180	0.79	45	13	0.21	3.1
Lead	43	0.05	4.3	0.26	0.01	9.4
Mercury	0.39	0.05	0.03	0.01	n/a	12
Nickel	220	3.9	4.2	1.3	0.31	40
Selenium	460	n/a	2.7	1.8	0.01	100
Vanadium	840	14	n/a	n/a	0.33	2600
Zinc	520	0.60	86	16	4.1	4.9

Table 15. Comparison of PAH input from scrubber discharge water and bilge water in January 2019, based on data from STEAM. In the column far right, a ratio of the sum of scrubber sources are divided by the sum of bilge water.

	PAHs discharged (g) in January 2019 from different ship-related activities according to STEAM			
	Scrubber open loop	Scrubber closed loop	Bilge water	$\frac{\sum(OL+CL)}{\sum(bilge)}$
Naphthalene	13 000	3.2	220	60
Acenaphthylene	620	0.12	1.3	500
Acenaphthene	880	0.75	6.1	140
Fluorene	2200	1.9	14	150
Phenanthrene	7200	6.6	16	450
Anthracene	370	0.21	0.95	390
Flouranthene	770	0.53	2.6	300
Pyrene	1500	0.56	5.3	290
Benz(a)anthracene	600	0.24	0.43	1400
Chrysene	900	0.17	0.73	1200
Benzo(b)fluoranthene	210	0.06	0.39	540
Benzo(k)fluoranthene	66	0.03	0.13	510
Benzo(a)pyrene	260	0.06	0.43	600
Dibenzo(a,h)anthracene	120	0.03	0.09	1400
Benzo(g,h,i)perylene	120	0.03	0.56	200
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	350	0.02	0.22	1600
Sum EPA 16 PAH	14 000	27	270	50

For open loop scrubbers, the total volume and the average concentrations (Table 3 and Table 4) were used to calculate mass loads per year (Table 16). Comparing the yearly loads presented in Table 16 with other anthropogenic sources are beyond the scope of this report but when using the STEAM data, estimating the other waste streams from ships operating within the Swedish EEZ, it was clear that the load in January, derived from scrubber use, exceeds the input from all of the other waste streams put together (grey water, sewage and bilge water) (Table 14). Antifouling has not been included here, but the estimated input of copper and zinc from antifouling paint release in January was 5200 kg copper and 990 kg zinc. For vanadium, being one of the most prominent constituents of scrubber discharge water, the input from open loop scrubber discharge was more than 2500 times as high as for the other sources. The input of PAHs from the use of scrubbers exceeds the bilge water contribution by several hundred times, sometimes up to more than thousand times (Table 15).

Table 16. Calculated mass load of trace elements, PAHs and nutrients originating from open loop scrubber use within Swedish EEZ in 2019. Volumes are derived from STEAM data and the concentrations of the individual compounds are collected from Table 3, Table 4 and Table 6 (Ytreberg et al. 2020). The mass loads per year are presented in two scenarios; 1) based on the average concentrations and 2) based on the upper level concentrations, corresponding to the 95-percentile confidence interval (CI).

Open loop emission Swedish EEZ 2019		
Yearly discharge volume (m³)		7.89 × 10 ⁷
Metals	Average (kg/yr)	95% CI upper level (kg/yr)
Arsenic	550	830
Barium	1200	1500
Cadmium	67	90
Chromium	1200	1700
Cobalt	13	24
Copper	3000	4000
Lithium	14000	15000
Lead	700	1100
Mercury	650	760
Molybdenum	840	920
Nickel	3700	4600
Selenium	7700	11000
Vanadium	14000	18000
Zinc	8700	14000
PAHs		
Naphthalene	220	280
Acenaphthylene	10	16
Acenaphthene	15	20
Fluorene	37	45
Phenanthrene	120	140
Anthracene	6.2	10
Flouranthene	13	17
Pyrene	25	35
Benz(a)anthracene	10	15
Chrysene	15	21
Benzo(b)fluoranthene	3.5	4.8
Benzo(k)fluoranthene	1.1	1.6
Benzo(a)pyrene	4.3	6.0
Dibenzo(a,h)anthracene	2.0	3.2
Benzo(g,h,i)perylene	1.9	2.9
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	5.8	11
Sum EPA 16 PAH	230	280
Sum total PAH	570	730
Nutrients		
Nitrate (NO ₃ ²⁻)	2.2 × 10 ⁵	3.9 × 10 ⁵
Nitrite (NO ₂ ⁻)	6.0 × 10 ⁴	1.1 × 10 ⁵
Ammonium (NH ₄ ⁺)	5.8 × 10 ³	8.4 × 10 ³
Iron	3000	4000

Table 17. Emission factors (mg/MWh) of closed and open loop scenarios, using 0.45 m³/MWh (closed) and 90 m³/MWh (open) as the average discharge flow rates. Comparison of the two is presented as a ratio of closed (CL) and open (OL) loop emission factors.

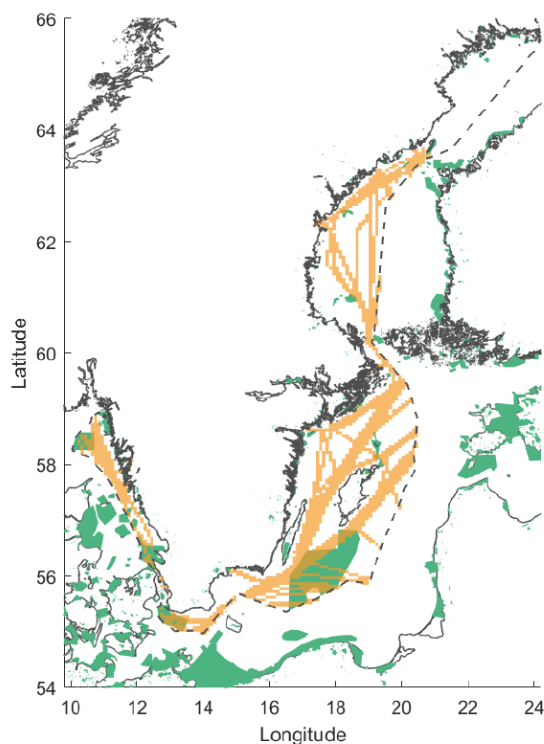
	Emission factors (mg/MWh)		Ratio CL:OL
	Closed loop scenarios	Open loop scenarios	
	$\bar{X}_i \times 0.45$	$\bar{X}_i \times 90$	
Metals			
Arsenic	10	630	1:63
Barium	-	1300	-
Cadmium	0.26	76	1:290
Chromium	560	1300	1:2
Cobalt	-	15	-
Copper	230	3500	1:15
Lithium	-	16200	-
Lead	3.7	830	1:220
Mercury	0.03	7.3	1:240
Molybdenum	30	960	1:32
Nickel	1200	4200	1:4
Selenium	-	8700	-
Vanadium	4200	16000	1:4
Zinc	170	10000	1:58
PAHs			
Naphthalene	0.93	260	1:280
Acenaphthylene	0.04	12	1:300
Acenaphthene	0.22	17	1:79
Fluorene	0.57	43	1:76
Phenanthrene	1.9	140	1:73
Anthracene	0.64	7.3	1:11
Flouranthene	0.16	15	1:94
Pyrene	0.11	30	1:270
Benz(a)anthracene	0.07	12	1:170
Chrysene	0.05	18	1:360
Benzo(b)fluoranthene	0.02	4.1	1:210
Benzo(k)fluoranthene	0.01	1.3	1:130
Benzo(a)pyrene	0.02	5.0	1:300
Dibenzo(a,h)anthracene	0.01	2.4	1:270
Benzo(g,h,i)perylene	0.01	2.2	1:250
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	0.01	6.9	1:980
Sum EPA 16 PAH	8.0	260	1:33
Sum total PAH	2.3	650	1:280
Nutrients			
Nitrate (NO ₃ ²⁻)	50 000	260 000	1:5
Nitrite (NO ₂ ⁻)	25 000	68 000	1:3
Ammonium (NH ₄ ⁺)	-	6 600	-
Iron	-	22 000	-

It is important to note that the number of vessels, equipped with a scrubber, only constitutes a small share of the entire fleet operating in Sweden. If that share would increase that would have huge impact on the yearly load since the emission factors (mg/MWh) are large when it comes to scrubbers.

Switching from open to closed loop systems could appear to be a possible solution, with lower volumes being discharged to the environment. Emission factors, presented as mass per effect (mg/MWh), for both open and closed loop systems were calculated and compared (Table 17). The load of some substances, such as lead, mercury and some of the PAHs, would decrease significantly if the operational mode was shifted from open to closed loop while others, such as chromium, nickel and vanadium, would continue to be discharged at a similar level (see ratio column in Table 17). In addition, if more vessels start to operate in closed loop mode, there could potentially be an increased pressure in the northern parts of Sweden, such as the Bay of Bothnia and Bothnian Sea (Figure 11). As illustrated in Figure 8, these parts of Sweden are among the few that are classified as having an overall good ecological status (VISS) and an increased pressure in these sensitive areas might change that, moving Sweden further away from achieving the goals described in Sweden's Environmental objectives.

4.2 Scrubber discharges in Natura 2000 areas

Regarding coastal areas with unsatisfactory ecological or chemical status (Figure 8), large-scale discharge of scrubber water will reduce the possibility to reach good environmental/ecological/chemical status. For marine protected areas, such as Natura 2000-areas, there are other aspects to consider. The aim is to keep such areas pristine, but as shipping are usually allowed inside, discharge of scrubber washwater will imply a direct source of pollution into



these areas (Figure 12). The adverse impact from e.g. operational oil spills from shipping and tank cleaning has previously been addressed by Larsson and Karlsson (2018) and Lunde Hermansson and Hassellöv (2020). Large-scale use of scrubbers will increase the pressure on these sensitive areas, which is not in line with the ambition to protect them. The new routing of the traffic separation scheme in Kattegat and the north of Öresund, also implies that the Route S, effective July 1st 2020, will be stretched through the Natura 2000 area there.

Figure 12. Discharge of open loop scrubber discharge (yellow) in Natura 2000 areas (green) in January 2019.

5 Conclusions

The use of scrubbers, both open loop and closed loop (if not zero-emission set ups leaving all waste in port), imply an increased pressure on the marine environment compared to a situation where ships use distilled fuel oils, like Marine Gas Oil (MGO) or Marine Diesel Oil (MDO), of lower sulphur, PAH and metal content (Corbin 2020, SI). On the other hand, there is very little knowledge on the impact on the marine environment from the new generation of fuel blends, VLSFO or ULSFO, often referred to as hybrid fuel oils, why large-scale use of these should also be investigated.

The different impact mechanisms from scrubbers are acidification, eutrophication and ecotoxicological effects due to contaminants. Regarding acidification, the general conclusion is that there is a risk of locally more pronounced impact, especially in coastal areas and the Swedish east coast with its brackish water, and long residual time for water exchange is identified as a highly sensitive environment. The Baltic Sea is also prone to eutrophication, why the potential transfer of nitrogen oxides from the exhausts to the sea is of concern, however, there are large uncertainties of the potential extent of transfer. The input of contaminants, primarily trace metals and PAHs, are of concern, again the long residual time of water in the Baltic Sea.

The pressure of contaminants on many Swedish coastal waters is too high which has resulted in that many coastal water basins fail to reach good ecological status and none of the water basins reach good chemical status as defined by the EU Water Framework Directive (WFD). 10 of the substances identified in scrubber discharge water are also listed as a priority substance or priority hazardous substances in EU and according to EU Directive 2008/106/EC member states shall *implement measures with the aim of progressively reducing pollution from priority substances and ceasing or phasing out emissions, discharges and losses of priority hazardous substances*. The results of the current study show emissions of PAHs to be between one and three order of magnitude higher when the ship operates in open loop as compared to closed loop mode. To conclude, the use of scrubbers implies an increased pressure on the marine environment with respect to eutrophication and contaminants and will reduce the possibility for Sweden to reach the national environmental objectives, good ecological and chemical status according to the WFD and good environmental status according to MSFD.

Considering the current general consensus regarding the bad environmental state of our oceans and the marine environment, it is uncontroversial that large-scale scrubber water discharge implies an increased pressure on an already stressed system. The consensus specifically within HELCOM regarding the poor environmental status in the Baltic Sea both with respect to eutrophication and hazardous substances; from a strict marine environment perspective a ban of scrubbers would be the best option. Second best would be to make sure that the allowed discharge corresponds to use of distilled low sulfur fuels such as MGO or MDO. However, with such an approach there will be need for new technology on on-board installations, a monitoring program of the compliance. Finally, if Sweden chose not to ban discharge of scrubber water, while an increasing number of other States and Ports are

banning such operations, there is also a risk that the relative share of ships using scrubbers will increase to traffic Swedish waters beyond current predicted scenarios.

6 References

- Berman, T., A. Levinson, B. Hemmings, J. Kaltenstein, M. Zaitegui, J. Maggs, D. Rieger, W. Sheard, D. Grabiell and A. Dumbrille (2019). "An Open Letter to the International Maritime Organization on Ship Scrubbers." *Updates from the Field*
<https://www.pacificenvironment.org/open-letter-to-imo-on-scrubbers/>.
- Boer, E. d. and M. t. Hoen (2015). EGCSs – An economic and ecological assessment., Delft, CE Delft.
- Bopp, S., A. Richarz, A. Worth, E. Berggren and M. Whelan (2018). Something from nothing? Ensuring the safety of chemical mixtures, EC JRC: 1-2.
- Bornstein, J. M., J. Adams, B. Hollebhone, T. King, P. V. Hodson and R. S. Brown (2014). "Effects-driven chemical fractionation of heavy fuel oil to isolate compounds toxic to trout embryos." *Environmental Toxicology and Chemistry* **33**(4): 814-824.
- Bruland, K. and M. Lohan (2003). *Controls of Trace Metals in Seawater. Treatise on Geochemistry*.6. 10.1016/B0-08-043751-6/06105-3.
- Buhaug, Ø., H. Fløgstad and T. Bakke (2006). MARULS WP3: Washwater Criteria for seawater exhaust gas-SOx scrubbers. *MEPC 56/INF.5*, International Maritime Organization.
- Chouvelon, T., E. Strady, M. Harmelin-Vivien, O. Radakovitch, C. Brach-Papa, S. Crochet, J. Knoery, E. Rozuel, B. Thomas, J. Tronczynski and J.-F. Chiffolleau (2019). "Patterns of trace metal bioaccumulation and trophic transfer in a phytoplankton-zooplankton-small pelagic fish marine food web." *Marine Pollution Bulletin* **146**: 1013-1030.
- Cooper, D. and T. Gustafsson (2004). Methodology for calculating emissions from ships. 1. Update of emission factors. *Report series for SMED and SMED&SLU*, IVL: 1-47.
- Cooper, D. A., K. Peterson and D. Simpson (1996). "Hydrocarbon, PAH and PCB emissions from ferries: A case study in the Skagerak-Kattegatt-Oresund region." *Atmospheric Environment* **30**(14): 2463-2473.
- Corbett, J. J. and P. Fischbeck (1997). "Emissions from ships." *Science* **278**(5339): 823-824.
- Corbett, J. J., J. J. Winebrake, E. H. Green, P. Kasibhatla, V. Eyring and A. Lauer (2007). "Mortality from ship emissions: A global assessment." *Environmental Science & Technology* **41**(24): 8512-8518.
- Corbin, J. C., W. H. Peng, J. C. Yang, D. E. Sommer, U. Trivanovic, P. Kirchen, J. W. Miller, S. Rogak, D. R. Cocker, G. J. Smallwood, P. Lobo and S. Gagne (2020). "Characterization of particulate matter emitted by a marine engine operated with liquefied natural gas and diesel fuels." *Atmospheric Environment* **220**: 11.
- Courvalin, D., C. Bruce, J. Fisher and J. Currie (2019). Oil IMO 2020 - On track. Goldman Sachs Commodities Research: 28.
- Deneer, J. W. (2000). "Toxicity of mixtures of pesticides in aquatic systems." *Pest Management Science* **56**(6): 516-520.
- Dickson, A. G. (1984). "pH scales and proton-transfer reactions in saline media such as sea water." *Geochimica et Cosmochimica Acta* **48**(11): 2299-2308.
- DNV-GL and Carnival Corporation & PLC (2019). Compilation and Assessment of Lab Samples from EGCS Washwater Discharge on Carnival Ships.
- Dulière, V., K. Baetens and G. Lacroix (2020). Potential impact of wash water effluents from scrubbers on water acidification in the southern North Sea.

- EEA (2018). Contaminants in Europe's seas. Moving towards a clean, non-toxic marine environment. *EEA Report*: 1-66.
- EEA. (2020). "Chemical status of surface water bodies." Retrieved July 3rd, 2020, from <https://www.eea.europa.eu/themes/water/european-waters/water-quality-and-water-assessment/water-assessments/chemical-status-of-surface-water-bodies>.
- EGCSA (2019). "The facts about the environmental impact of exhaust gas cleaning systems." <https://www.egcsa.com/the-facts-about-the-environmental-impact-of-exhaust-gas-cleaning-systems/>.
- EMERGE (2020). Evaluation, control and Mitigation of the EnviRonmental impacts of shippinG Emissions, EU Horizon 2020 research and innovation programme.
- Endres, S., F. Maes, F. Hopkins, K. Houghton, E. M. Martensson, J. Oeffner, B. Quack, P. Singh and D. Turner (2018). "A New Perspective at the Ship-Air-Sea-Interface: The Environmental Impacts of Exhaust Gas Scrubber Discharge." *Frontiers in Marine Science* **5**.
- Faber, J., D. Nelissen, T. Huigen, H. Shanti, B. van Hattum and F. Kleissen (2019). The impacts of EGCS washwater discharges on port water and sediment., Delft, CE Delft.
- Faust, M., T. Backhaus, R. Altenburger, V. Dulio, J. van Gils, A. Ginebreda, A. Kortenkamp, J. Munthe, L. Posthuma, J. Slobodnik, K. E. Tollefsen, A. van Wezel and W. Brack (2019). "Prioritisation of water pollutants: the EU Project SOLUTIONS proposes a methodological framework for the integration of mixture risk assessments into prioritisation procedures under the European Water Framework Directive." *Environmental Sciences Europe* **31**(1): 4.
- Gheorghe, S., C. Stoica, G. G. Vasile, M. Nita-Lazar, E. Stanescu and I. E. Lucaciu (2017). Metals Toxic Effects in Aquatic Ecosystems: Modulators of Water Quality. *Water Quality*. H. Tutu, IntechOpen.
- Gonzalez-Gaya, B., M. C. Fernandez-Pinos, L. Morales, L. Mejanelle, E. Abad, B. Pina, C. M. Duarte, B. Jimenez and J. Dachs (2016). "High atmosphere-ocean exchange of semivolatile aromatic hydrocarbons." *Nature Geoscience* **9**(6): 438-+.
- Gustavsson, B. M., J. Magnér, B. Carney Almroth, M. K. Eriksson, J. Sturve and T. Backhaus (2017). "Chemical monitoring of Swedish coastal waters indicates common exceedances of environmental thresholds, both for individual substances as well as their mixtures." *Marine Pollution Bulletin* **122**(1): 409-419.
- Hagens, M., K. A. Hunter, P. S. Liss and J. J. Middelburg (2014). "Biogeochemical context impacts seawater pH changes resulting from atmospheric sulfur and nitrogen deposition." *Geophysical Research Letters* **41**(3): 935-941.
- Hassellöv, I.-M., K. Salo, K. Larsson, E.-L. Sundblad, I. Dahllöf, K. Magnusson and M. Granberg (2019). "Debatt: Otillräckliga regler äventyrar framtiden för havsmiljön." September 24 2019.
- Hassellöv, I.-M. and D. Turner (2015). "Låt försiktighets-principen hjälpa sjöfarten på rätt kurs." July 15 2015.
- Hassellöv, I.-M., D. R. Turner, A. Lauer and J. J. Corbett (2013). "Shipping contributes to ocean acidification." *Geophysical Research Letters* **40**(11): 2731-2736.
- Heywood, J. B. and E. Kasseris (2019). MEPC 74/INF.10 EGCS Environmental Impact Literature Review. Submitted by Panama., IMO: 21 pp.

- Honda, M. and N. Suzuki (2020). "Toxicities of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Aquatic Animals." *International Journal of Environmental Research and Public Health* **17**(4): 23.
- Hylland, K. (2006). "Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) ecotoxicology in marine ecosystems." *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues* **69**(1-2): 109-123.
- IMO (2008). MARPOL Annex VI. 2008 Amendments to the Annex of Protocol of 1997 to amend the International Convention for the Prevention of Pollution from Ships, 1973, as modified by the protocol of 1978. (Revised MARPOL Annex VI) (Resolution MEPC.176(58)). I. M. Organization.
- IMO. (2020). "Sulphur 2020 – cutting sulphur oxide emissions." Retrieved July 3rd, 2020, from <http://www.imo.org/en/MediaCentre/HotTopics/Pages/Sulphur-2020.aspx>.
- Jalkanen, J. P., L. Johansson, J. Kukkonen, A. Brink, J. Kalli and T. Stipa (2012). "Extension of an assessment model of ship traffic exhaust emissions for particulate matter and carbon monoxide." *Atmospheric Chemistry and Physics* **12**(5): 2641-2659.
- Japan (2019). PPR 7/12/3. Proposal on the refinement of the title for a new output and the development of the guidelines for evaluation and harmonization of developing local rules on discharge of liquid effluents from EGCS into sensitive waters. Submitted by Japan. *Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of liquid effluents from EGCS into waters, including conditions and areas*. IMO.
- Karle, I.-M. and D. R. Turner (2007). Seawater Scrubbing - reduction of SO_x emissions from ship exhausts.
- KemI (2011). Swedish Chemicals Agency. Product report Cruiser One Authorisation No: 5001. Evaluation according to Swedish legislation.
- Kjølholt, J. S., S. Aakre, C. Jürgensen and J. Lauridsen (2012). Assessment of possible impacts of scrubber water discharges on the marine environment. *Environmental project 1431*, Danish Ministry of the Environment. Environmental Protection Agency.
- Kortenkamp, A., T. Backhaus and M. Faust (2009). State of the art report on mixture toxicity. European Commission contract number 070307/2007/485103/ETU/D.1: 1-391.
- Koski, M., C. Stedmon and S. Trapp (2017). "Ecological effects of scrubber water discharge on coastal plankton: Potential synergistic effects of contaminants reduce survival and feeding of the copepod *Acartia tonsa*." *Marine Environmental Research* **129**: 374-385.
- Kuliński, K., B. Schneider, B. Szymczycha and M. Stokowski (2017). "Structure and functioning of the acid-base system in the Baltic Sea." *Earth System Dynamics* **8**(4): 1107-1120.
- Larsson, K. and P. Karlsson (2018). Fartygstrafik i och nära skyddade och känsliga havsområden runt Gotland och Öland. *Rapporter om natur och miljö*. **2018:11**: 1-50.
- Linders, J., E. Adams, B. Behrends, A. Dock, S. Hanayama, R. Luit, C. Rouleau and J. Tronczynski (2019). Exhaust gas cleaning systems. Advice to the Marine Environment Protection Committee and its Sub-Committee on Pollution Prevention and Response. , IMO: 1-121.
- Lunde Hermansson, A. and I.-M. Hassellöv (2020). Tankrengöring och dess påverkan på havsmiljön. Rapport nr 2020:6, Havsmiljöinstitutet.: 1-78.
- Magnusson, K., P. Thor and M. Granberg (2018). Risk Assessment of marine exhaust gas EGCS water, Task 2, Activity 3, EGCSs closing the loop., IVL Swedish Environmental Research Institute.

- Martin, O. V., J. Adams, A. Beasley, S. Belanger, R. L. Breton, T. C. M. Brock, V. A. Buonsante, M. Galay Burgos, J. Green, P. D. Guiney, T. Hall, M. Hanson, M. J. Harris, T. R. Henry, D. Huggett, M. Junghans, R. Laskowski, G. Maack, C. T. A. Moermond, G. Panter, A. Pease, V. Poulsen, M. Roberts, C. Rudén, C. E. Schlekat, I. Schoeters, K. R. Solomon, J. Staveley, B. Stubblefield, J. P. Sumpter, M. S. J. Warne, R. Wentsel, J. R. Wheeler, B. A. Wolff, K. Yamazaki, H. Zahner and M. Ågerstrand (2019). "Improving environmental risk assessments of chemicals: Steps towards evidence-based ecotoxicology." *Environment International* **128**: 210-217.
- Menezes, E. (2019). "No, I don't want no scrubbers." *WWF-CANADA BLOG: ARCTIC* <https://blog.wwf.ca/blog/2019/08/09/no-dont-want-no-scrubbers/>.
- MEPC (2008). Resolution MEPC.170(57) 2008 Guidelines For Exhaust Gas Cleaning Systems, IMO.
- MEPC (2009). Resolution MEPC.184(59) 2009 Guidelines For Exhaust Gas Cleaning Systems, IMO.
- MEPC (2015). Resolution MEPC.259(68) 2015 Guidelines for Exhaust Gas Cleaning Systems, IMO.
- MEPC (2016). MEPC 70/INF.6. Assessment of fuel oil availability – final report. Submitted by Secretariat., MEPC: 183pp.
- MEPC (2018). MEPC 73/INF.5. Study Report on Analyses of Water Samples from Exhaust Gas Cleaning Systems. Submitted by CESA., IMO: 39 pp.
- MEPC (2018). Resolution MEPC.307(73). 2018 Guidelines for the Discharge of Exhaust Gas Recirculation (EGR) Bleed-Off Water. , IMO.
- MEPC (2019). MEPC 74/14/1. Proposal for evaluation and developing harmonized rules and guidance on the discharge of liquid effluents from exhaust gas cleaning systems. Submitted by Austria et al., IMO: 10 pp.
- MEPC (2019). MEPC 74/14/7. Comments on the proposal for evaluation and developing harmonized rules and guidance on the discharge of liquid effluents from exhaust gas cleaning systems. Submitted by CLIA. , IMO: 3 pp.
- MEPC (2019). MEPC 74/14/8. Environmental impact assessment of EGCS discharges for generic risk- based, requirements adequately addressing all available technologies. Submitted by CESA., IMO: 4 pp.
- MEPC (2019). MEPC 74/14/9. Comments on document MEPC 74/14/1. Submitted by China, IMO: 4 pp.
- MEPC (2019). MEPC 74/INF.10 Scrubber Environmental Impact Literature Review. Submitted by Panama, IMO: 1-21.
- MEPC (2019). MEPC 74/INF.24. Report on the environmental impact assessment of discharge water from exhaust gas cleaning systems. Submitted by Japan. , IMO: 1-72.
- MEPC (2019). MEPC 74/INF.27. Compilation and assessment of 281 cruise ship EGCS washwater samples. Submitted by CLIA., IMO: 8 pp.
- Moermond, C. T. A., R. Kase, M. Korkaric and M. Agerstrandk (2016). "CRED: CRITERIA FOR REPORTING AND EVALUATING ECOTOXICITY DATA." *Environmental Toxicology and Chemistry* **35**(5): 1297-1309.
- Molander, L., M. Agerstrand, A. Beronius, A. Hanberg and C. Ruden (2015). "Science in Risk Assessment and Policy (SciRAP): An Online Resource for Evaluating and

- Reporting In Vivo (Eco)Toxicity Studies." *Human and Ecological Risk Assessment* **21**(3): 753-762.
- Peterson, C. H., S. D. Rice, J. W. Short, D. Esler, J. L. Bodkin, B. E. Ballachey and D. B. Irons (2003). "Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill." *Science* **302**(5653): 2082-2086.
- PPR (2018). PPR 6/11/2. Information on the options for standardization of the calibration of oil monitoring instruments. Submitted by CESA. *Review of the 2015 guidelines for exhaust gas cleaning systems (resolution MEPC.259(68))*. , IMO.
- PPR (2018). PPR 6/20. Report to the Marine Environment Protection Committee, IMO: 1-57.
- PPR (2018). PPR 6/INF.20. Results from a German project on washwater from exhaust gas cleaning systems. Submitted by Germany. *Review of the 2015 guidelines for exhaust gas cleaning systems (resolution MEPC.259(68))*. IMO: 16 pp.
- PPR (2019). PPR 6/INF.20. Results from a German project on washwater from exhaust gas cleaning systems. Submitted by Germany, IMO: 1-16.
- PPR (2019). PPR 7/12. Aspects to consider for the evaluation and development of harmonized rules and guidance on discharge waters from exhaust gas cleaning systems. Submitted by Austria, Belgium, Bulgaria, Croatia, Cyprus, Czech Republic, Denmark, Estonia, Finland, France, Germany, Greece, Hungary, Ireland, Italy, Latvia, Lithuania, Luxembourg, Malta, Netherlands, Poland, Portugal, Romania, Slovakia, Slovenia, Spain, Sweden, United Kingdom and European Commission. *Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of liquid effluents from EGCS into waters, including conditions and areas.*, IMO.
- PPR (2019). PPR 7/12/1. Factors to be considered when assessing the impact of washwater discharge from exhaust gas cleaning system (EGCS) operating in ports and coastal areas. Submitted by China, Malaysia, Singapore and United Arab Emirates. *Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of liquid effluents from EGCS into waters, including conditions and areas.*, IMO.
- PPR (2019). PPR 7/12/2. Management of effluents and residues from the use of EGCS. Submitted by Chile. *Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of liquid effluents from EGCS into waters, including conditions and areas.*, IMO.
- PPR (2019). PPR 7/12/3. Proposal on the refinement of the title for a new output and the development of the guidelines for evaluation and harmonization of developing local rules on discharge of liquid effluents from EGCS into sensitive waters. Submitted by Japan. *Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of liquid effluents from EGCS into waters, including conditions and areas.*, IMO: 1-5.
- PPR (2019). PPR 7/12/3/Corr.1. Proposal on the refinement of the title for a new output and the development of the guidelines for evaluation and harmonization of developing local rules on discharge of liquid effluents from EGCS into sensitive waters. Submitted by Japan. Corrigendum. *Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of liquid effluents from EGCS into waters, including conditions and areas.*, IMO.
- PPR (2019). PPR 7/12/4. Refining the title and scope of a new output on discharge of liquid effluents from EGCS. Submitted by FOEI, WWF and Pacific Environment*. *Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of liquid effluents from EGCS into waters, including conditions and areas.*, IMO.

- PPR (2019). PPR 7/12/5. Update on the establishment of the GESAMP Task Team on exhaust gas cleaning systems. Note by the Secretariat. *Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of liquid effluents from EGCS into waters, including conditions and areas.*, IMO.
- PPR (2019). PPR 7/12/6. Comments on the IMO Secretariat update on the establishment of the GESAMP Task Team on Exhaust Gas Cleaning Systems and the GESAMP Task Team's Report. Submitted by CLIA. *Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of liquid effluents from EGCS into waters, including conditions and areas.*, IMO.
- PPR (2019). PPR 7/12/7. Comments on title and scope of a new output on discharge of liquid effluents from EGCS. Submitted by CLIA. *Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of liquid effluents from EGCS into waters, including conditions and areas.*, IMO.
- PPR (2019). PPR 7/INF.6. Factors to be considered when assessing the impact of washwater discharge from exhaust gas cleaning system (EGCS) operating in ports and coastal areas. Submitted by China, Malaysia, Singapore and the United Arab Emirates. *Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of liquid effluents from EGCS into waters, including conditions and areas.*, IMO: 1-25.
- PPR (2019). PPR 7/INF.9. Risk analysis and evaluation method for pollution hazards on the discharge of liquid effluents. Submitted by China. *Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of liquid effluents from EGCS into waters, including conditions and areas.*, IMO.
- PPR (2019). PPR 7/INF.18. EGCS washwater discharges and accumulation levels in port water and sediment. Submitted by CLIA and INTERFERRY. *Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of liquid effluents from EGCS into waters, including conditions and areas.*, IMO.
- PPR (2019). PPR 7/INF.22. Exhaust gas cleaning system discharges into waters off the west coast of Canada and potential impacts on threatened and endangered marine mammals. Submitted by FOEI, WWF, Pacific Environment. *Evaluation and harmonization of rules and guidance on the discharge of liquid effluents from EGCS into waters, including conditions and areas.*, IMO.
- Priyadarshini, E., S. S. Priyadarshini and N. Pradhan (2019). "Heavy metal resistance in algae and its application for metal nanoparticle synthesis." *Applied Microbiology and Biotechnology* **103**(8): 3297-3316.
- RAR, C. (2008). Voluntary risk assessment reports—copper and copper compounds. European Copper Institute, Brussels, Belgium. <http://echa.europa.eu/web/guest/copper-voluntary-risk-assessmentreports>.
- Rudén, C. (2019). Future chemical risk management. Accounting for combination effects and assessing chemicals in groups. *Swedish Government Official Reports (SOU)*. **45**: 1-258.
- Schildrop, B. (2018). IMO2020 Report SEB.
- Shen, H. Z., Y. Huang, R. Wang, D. Zhu, W. Li, G. F. Shen, B. Wang, Y. Y. Zhang, Y. C. Chen, Y. Lu, H. Chen, T. C. Li, K. Sun, B. G. Li, W. X. Liu, J. F. Liu and S. Tao (2013). "Global Atmospheric Emissions of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from 1960 to 2008 and Future Predictions." *Environmental Science & Technology* **47**(12): 6415-6424.
- Smith, T. W. P., J. P. Jalkanen, B. A. Anderson, J. J. Corbett, J. Faber, S. Hanayama, E. O'Keefe, S. Parker, L. Johansson, L. Aldous, C. Raucci, M. Traut, S. Ettinger, D.

- Nelissen, D. S. Lee, S. Ng, A. Agrawal, J. J. Winebrake, M. Hoen, S. Chesworth and A. Pandey (2014). Third IMO GHG Study 2014, International Maritime Organization (IMO) London, UK: 1-327.
- Stips, A., K. Bolding, D. Macías, J. Bruggeman and C. Eayrs (2016). *Scoping report on the potential impact of on-board desulphurisation on the water quality in SOx Emission Control*.
- Sunda, W. G. (1989). "Trace Metal Interactions with Marine Phytoplankton." *Biological Oceanography* **6**(5-6): 411-442.
- Svensson, E. (2014). *Sulphur Regulations for Shipping - Why a Regional Approach? Scientific and Economic Arguments in IMO Documents 1988-1997*. PhD, Chalmers University of Technology.
- Turner, D. R., M. Edman, J. A. Gallego-Urrea, B. Claremar, I.-M. Hassellöv, A. Omstedt and A. Rutgersson (2018). "The potential future contribution of shipping to acidification of the Baltic Sea." *Ambio* **47**(3): 368-378.
- Turner, D. R., I. M. Hassellöv, E. Ytreberg and A. Rutgersson (2017). "Shipping and the environment: Smokestack emissions, scrubbers and unregulated oceanic consequences." *Elementa-Science of the Anthropocene* **5**.
- United Nations (1982). United Nations Convention on the Law of the Sea (UNCLOS): 1-202.
- United States (2003). DE 47/20. Guidelines on on-board exhaust gas cleaning systems. *Sub-committee on ship design and equipment. 47th session. Agenda item 20*. London: 1-7.
- VISS. (2019). "Water Information System Sweden, a database developed by the Competent Authorities of the Swedish Water Districts, the County Administrative Boards and the Swedish Agency for Marine and Water Management." Retrieved June 23rd, 2020, from <https://viss.lansstyrelsen.se/>
- Ytreberg, E., M. Eriksson, I. Maljutenko, J.-P. Jalkanen, L. Johansson, I.-M. Hassellöv and L. Granhag (2020). "Environmental impacts of grey water discharge from ships in the Baltic Sea." *Marine Pollution Bulletin* **152**: 110891.
- Ytreberg, E., I.-M. Hassellöv, A. T. Nylund, M. Hedblom, A. Y. Al-Handal and A. Wulff (2019). "Effects of scrubber washwater discharge on microplankton in the Baltic Sea." *Marine Pollution Bulletin* **145**: 316-324.
- Ytreberg, E., A. Lunde Hermansson and I.-M. Hassellöv (2020). Deliverable 2.1 - Database and analysis on waste stream pollutant concentrations, and emission factors. *EMERGE: Evaluation, control and Mitigation of the EnviRonmental impacts of shippinG Emissions , funded by European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 874990*: 1-37.

Annex 1 - Restrictions regarding EGCS discharge water in different geographical regions

Information in rows in grey, retrieved from DNV GL Alternative Fuel Insight, 2020-06-14, (<https://afi.dnvgl.com/>).

Information in white rows retrieved from the North of England P&I Association Limited (<https://www.nepia.com/industry-news/no-scrubs-more-ports-declare-ban-on-egcs-discharges-update/>), This guidance is reproduced by permission of North P&I Club; it is taken from their No Scrubs: More Ports Declare Ban on EGCS Discharges *Update* page on their website 08/06/20.

Information in white rows, text in Italics, are collected directly from the ports.

NA = No Available information.

Thanks to Frode Hassellöv for assistance with compilation of the table.

Area	In effect	Description	Source
Bahrain, Port of Bahrain including anchorage area	2020-01-01	EGCS wash water from open loop scrubbers is prohibited when ship is within limit of port of Bahrain including the anchorage area. Also It is prohibited in Bahraini territorial waters and exclusive economic zone unless it can be proven that the discharge of washwater complies with the IMO 2015 guidelines for exhaust gas cleaning systems (MEPC.259(68)) and there is no negative impact on marine ecosystems.	
Belgium	In effect	Discharge is only allowed in coastal and open seawaters when at least 3nm off coast. Discharges must not violate EU Water Framework Directive objective, while Flemish regional law also confirms that discharge is not allowed in ports or inland waters.	NA

Brazil	NA	<p>Local correspondents Brazmar advise that based on “existing provisions in national legislation, especially Law 9.966/00, the discharge of effluents generated by Scrubbers or Exhaust Gas Cleaning Systems (EGCS) is not allowed and the vessel, when in Brazilian waters, must operate with fuel within specifications (sulphur content up to 0.5% m/m)”.</p> <p>Additionally, Vale instruct arriving vessels that the discharge of EGCS washwater is not allowed while operating in its Brazilian ports and terminals and recommends that vessels should be changed over to compliant fuel before entering contiguous zone or coastal waters (24 nautical miles from coastline).</p>	
China	In effect	<p>The discharge of washwater generated by exhaust gas cleaning systems (scrubbers) must meet the requirements of IMO regulations. It is prohibited to discharge washwater generated by open-loop scrubbers within the inland emission control areas, ports of coastal emission control areas and Bohai Bay water areas.</p>	<p>More info (in Chinese only) here: http://www.msa.gov.cn/html/xinxichaxungongkai/gkml/wgfw/tzggwgfw/20181229/D383773A-FC2C-4D64-976D-1B7E8CDC13AB.html</p>
Egypt	2020-01-12	<p>Suez Canal Authority has issued Circular 08/2019. Clarification provided in Circular 08/2019 Clarification SCRUBBERS</p> <p>The authority puts no conditions or restrictions on marine fuels until Egypt ratifies MARPOL Annex VI – as such, sulphur cap is not in force.</p> <p>Wash water from open-loop scrubbers is not permitted to be discharged during transit of the canal</p>	

Estonia	2019-10-21	Circular Number 4 (21.10.19) refers to paragraph 10.1.6.1 of MEPC 184(59) and the restrictions on discharging chemical EGCS wash water including enclosed ports and estuaries. Exceptions for discharge into the sea are made if the ship operator can demonstrate that the washing water meets international requirements, required pH levels and does not cause adverse effects on human health or the environment. Prior authorisation is always required to discharge into the port area. The water Act which entered into force on 01.10.2019 does not treat washing water discharges as a violation of pollutant discharge from ships, if in compliance with MARPOL. The use of closed-loop EGCS is permitted in the territorial waters and ports of Estonia, if it meets the relevant requirements and is certified, however discharging of the washing water is not permitted.	https://veeteedeamet.ee/sites/default/files/content-editors/clarification_of_exhaust_gas_cleaning_system_egcs_operations_in_territorial_waters_and_ports_of_estonia.pdf
Germany	In effect	Washwater discharge is not allowed in inland waterways and inland ports.	NA
Gibraltar	NA	Closed loop scrubbers are permitted in Gibraltar waters, Hybrid scrubbers operating in closed loop mode are also permitted, and open loop scrubber are temporarily not permitted as a precautionary measure until the Gibraltar Government arrives at a definitive policy decision with regards to (solely) open loop scrubbers	NA
Hong Kong	2019-01-01	Vessels that are not using compliant fuel must request an exempt from Hong Kong authorities at least 14 days prior to entering Hong Kong waters. See section 7-11 of "Air Pollution Control (Fuel for Vessels) Regulation" for more information.	https://www.gld.gov.hk/egazette/pdf/20182227/es220182227135.pdf

Ireland, Port of Waterford	2019-01-01	Discharge of scrubber washwater is prohibited in port limits from the start of January 2019.	http://www.portofwaterford.com/news/marine-notices-prohibition-on-the-discharge-of-exhaust-gas-scrubber-wash-water
Ireland, Port of Dublin	In effect	Refer to Port of Dublin's Notice to mariners No. 21 of 2019 Prohibition on the Discharge of Exhaust Gas Scrubber Wash Water	https://www.dublinport.ie/wp-content/uploads/2019/01/21-2019-Discharge-of-Exhaust-Gas-Scrubber-Wash-Water.pdf
Latvia	In effect	Current regulations are unclear. National authorities are of the position that open-loop scrubber wash water discharge should be prohibited in Latvian territorial waters and ports. Discussions are ongoing.	https://ec.europa.eu/transport/sites/transport/files/acceptability_of_discharges_of_scrubber_wash_water.pdf
Lithuania	In effect	According to Port Rules and Conditions of Use approved by the Ministry of Transport and Communication discharges of polluted water are not allowed in Port Water Area.	https://ec.europa.eu/transport/sites/transport/files/acceptability_of_discharges_of_scrubber_wash_water.pdf
Malaysia	2019	Malaysia shipping notice MSN 07/2019 prohibits the use of open loop scrubbers within 12 nautical miles from land. Vessels calling at Malaysian ports must operate in closed loop mode or change over to compliant fuel before arrival.	NA
Norway, Geiranger and Nærøy Fjords	Geiranger and Nærøy Fjords	0.1% sulphur limit. Open scrubber systems not accepted as equivalent solution to comply with the Sulphur requirement. Closed loop scrubbers are only permitted provided measures are installed to reduce emission of visible smoke/vapour.	NA
Pakistan, Port of Karachi and Port Bin Qasim		The Government of Pakistan Ministry of Maritime Affairs (Ports and Shipping) circular number 001/2020 prohibits the discharge of wash-water from open loop scrubbers. If closed loop scrubbers are not in use then compliant fuel should be used and changed over before arriving in port waters.	

Panama Canal	In effect	Panama Canal Authority requirement Sanitation Regulations, Article 40: Residues from the Exhaust Gas Cleaning System (EGCS) washwater are to be collected on board. Discharging these residues into the water bodies under the responsibility of the Panama Canal or incinerating them on board is not permitted. If a Closed Loop Scrubber system is operated during Canal transit, the cleaned bleed-off water is to be retained in a holding tank on board.	NA
Portugal		Use of open loop scrubbers are not allowed from entry of the ship into the port, along the port channel and at berth (moored), until the ship leaves the port. Only closed loop operation is allowed.	
Singapore	Confirmed (2020-01-01)	From January 1 2020 exhaust gas cleaning residues generated by ships are classified as Toxic Industrial Waste (TIW) under Singapore's Environmental Public Health (Toxic Industrial Waste) Regulations.	https://www.mpa.gov.sg/web/portal/home/port-of-singapore/circulars-and-notice/detail/f3479142-0a06-416f-ba3b-9912bf49a254
Spain, Algeciras, Cartagena, Huelva		Use of open loop scrubbers is prohibited at the Spanish ports of Algeciras, Cartagena and Huelva. At present no other Spanish ports have imposed this ban.	
<i>Sweden, Port of Trelleborg, Petroport Stenungsund</i>			https://www.trelleborgshamn.se/wp-content/uploads/2020/01/Hamnordning-G%C3%A4llande-fr%C3%A5n-1-januari-2020.pdf http://www.petroport.se/wp-content/uploads/2019/11/PetroPort-Harbour-Regulations-2016_v8-nov-2019-1.pdf

United Arab Emirates, Abu Dhabi Ports	In effect	Abu Dhabi Ports Company Policy: Sludge generated from exhaust gas scrubber washwater discharge must not be discharged into port waters. Exhaust gas scrubber washwater discharge may only be discharged in port waters if free from pollutants. Any exhaust gas scrubber sludge should be discharged from a vessel to an ADPC licensed waste disposal contractor.	
United Arab Emirates, Port of Fujairah	Confirmed	Port of Fujairah has decided to ban the use of open-loop scrubbers in its waters.	http://fujairahport.ae/files/NTM252.pdf
United States, State of California	In effect	The Californian ARB OGV regulations stipulate only distillate fuels can be used to comply with the 0.1% sulphur limit Changeover to compliant distillate fuel (MGO or MDO) prior to entering Californian waters.	NA
United States, Connecticut Ports and Waters	In effect	Discharge of exhaust gas scrubber washwater into Connecticut waters from any vessel is prohibited.	https://www.regulations.gov/document?D=EPA-HQ-OW-2011-0141-0949
United States, State of Hawaii	2018-03-02	The State of Hawaii (Clean Water Branch) issued 'Blanket Section 401' Water Quality Criteria (WQC). Discharge of scrubber washwater requires certain requirements to be fulfilled.	http://health.hawaii.gov/cwb/permitting/section-401-wqc/blanket-section-401-wqc/

DEPARTMENT OF MECHANICS AND MARITIME SCIENCES
UNIT OF MARITIME ENVIRONMENTAL SCIENCE
CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY
Gothenburg, Sweden
www.chalmers.se



CHALMERS
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY