

Nabotjek i forbindelse med projektet ”Anbefalinger til frem- tidens deponering”

MP nr. 2201

Marts 2022

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Ole Hjelm
René Møller Rosendal
Danish Waste Solutions

ISBN: 978-87-7038-403-2

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse

Indhold

Indledning	5
1. Granskning af udvaskningsstrategier	7
1.1 Forbedret vidensgrundlag om affaldsfraktioner med henblik på optimeret håndtering	7
1.2 Er der tekniske, økonomiske og/eller strukturmæssige udfordringer forbundet med placering af et rensningsanlæg på deponeringsanlæg?	13
1.3 Hvordan spiller celledesign, afdækning og udvaskningsstrategi bedst sammen?	15
1.4 Konkrete forslag om udvaskningsstrategi	17
1.5 Alternativer og differentiering	25
2. Reduktion af efterbehandlingsperioden	28
2.1 Konsekvensanalyse af nye efterbehandlingsperioder fra Risikovurderingsprojektet	28
2.2 Udarbejdelse af konkrete initiativer, som reducerer efterbehandlingstiden i højst mulig grad	31
3. Håndtering af særskilte fraktioner i deponier	37
3.1 Analyse af nuværende og fremtidige affaldsfraktioner til deponering, som med fordel kan opbevares i depoter frem for i deponier	37
3.2 Teknologiuudvikling: Er det muligt med at understøtte håndtering af særskilte fraktioner i depoter via teknologiuudvikling?	40
4. Reduktion og selektion af affaldsmængder til deponering	42
4.1 Udarbejdelse af idékatalog, som underbygger forbedret selektion af affald til deponering	42
4.2 Revision af opbygning af positivlister	49
4.3 Er det hensigtsmæssigt fortsat at anvende affaldsfraktionen "blandet affald" på deponeringsanlæg?	50
4.4 Hvilke tiltag kan bringes i spil for at reducere "cascading" af uønskede stoffer i den cirkulære affaldsstrøm?	52
4.5 Refleksioner om final sinks	52
4.6 Refleksioner om tilsyn og modtagekontrol	56
5. Revision af tekniske krav til celler og anlæg	59
5.1 Hvordan bør kravene for deponeringsanlæg ændres som følge af færdiggørelse af risikovurderingsprojektet?	59
5.2 Hvad er behov og mulighed for/nødvendighed af designmæssige tiltag for kommende deponeringsanlæg/enhed/celle, som skal modtage en given affaldstype med de reviderede krav?	61
5.3 Bør der foretages en konsekvensanalyse af de reviderede krav, der måtte opstå i forbindelse med risikovurderingsprojektet?	62
5.4 Hvordan kan deponeringsanlæg i fremtidens bedst beskyttes fra stigende grundvand og havvand såfremt de vil have celler med meget lange efterbehandlingsperioder?	63

6.	Ny metode til sikkerhedsstillelser	65
6.1	Refleksioner om sikkerhedsstillelse	65
7.	Referencer	66
8.	Kontaktpersoner	76

Indledning

Miljøstyrelsen har i september 2021 anmodet Danish Waste Solutions ApS (DanWS) om at gennemføre et såkaldt nabotjek vedrørende Miljøstyrelsens igangværende projekt "Anbefalinger til fremtidens deponering." Formålet med projektet er at indhente erfaringer fra ind- og udland og beskrive dem i et notat, således at Miljøstyrelsen kan:

- Undgå at igangsætte projekter som allerede er igangsat/påtænkes igangsat andetsteds.
- Drage nytte af andres erfaringer.
- Opdatere videns grundlaget på deponiområdet til brug for fremtidig monitoring og regulering.

Notatet skal tage udgangspunkt i excel-arket *"Udkast_Projektindhold – anbefalinger til fremtidens deponering"*, hvor Miljøstyrelsen har stillet en række spørgsmål, som ønskes adresseret i projektet. Nabotjekket har til formål at belyse, hvilke faglige og tekniske erfaringer fra ind- og udland, der kan være relevante for danske forhold, og hvilke udførte, igangværende og fremtidige forskningsprojekter i ind- og udland Miljøstyrelsen bør være orienteret om i relation til de i excel-arket stillede spørgsmål.

Notatet, som hermed foreligger, er opbygget med en sektionsnummerering i tre niveauer, som svarer til nummereringen af de spørgsmål, som DanWS har tilbudt at besvare. Svarende til excel-arket er besvarelsenerne opdelt i seks hovedkapitler (Kapitel 1 – 6) og en række undersektioner. Hver besvarelse er udført som en diskussion af den givne problemstilling med henvisninger til relevant litteratur. Efter hver besvarelse findes en tabel med de referencer, som der i teksten er henvist til. Herunder findes der en tabel med forslag til personer, som med fordel kan kontaktes med henblik på uddybning af den foreliggende problemstilling. De fleste af de disse er personer, som DanWS har et personligt kendskab til, men i nogle få tilfælde på områder, hvor dette ikke er tilfældet, har vi i stedet f.eks. foreslået førsteforfatteren til en af de væsentlige artikler om det aktuelle emne. I enkelte tilfælde er der ikke fundet relevant litteratur, og i nogle tilfælde har der heller ikke kunnet stilles forslag om relevante potentielle kontaktpersoner. Endvidere er enkelte af de foreslåede kontaktpersoner formentlig ikke selv tekniske eksperter inden for de angivne områder, men de kan være centralt placerede og vil højst sandsynligt være i stand til at formidle kontakten til de tekniske eksperter i deres organisation.

I tabellerne under de enkelte besvarelser er referencerne angivet i tilfældig orden, men i Kapitel 7 er alle litteraturreferencerne oplistet i alfabetisk orden med angivelse af, i hvilke sektioner der er henvist til dem. Heraf fremgår det i nogen grad hvilke referencer der dækker et bredt område, og hvilke der dækker mere specifikke områder. I denne sammenhæng fokuseres der så vidt muligt på fremtidige deponeringsstrategier i Danmark, dvs. deponering af affald med begrænset indhold af bionedbrydeligt materiale og med kortest mulige efterbehandlingstid. Da langt størstedelen af de tilgængelige informationer om affaldsdeponering internationalt (og i Danmark) tager udgangspunkt i eksisterende deponeringsanlæg, herunder specielt såkaldte "sanitary landfills" med et betydeligt indhold af bionedbrydeligt materiale, er der store mængder af information, som ikke umiddelbart har direkte interesse for fremtidens deponeringsanlæg i Danmark, og derfor ikke er medtaget her. Men mange af de undersøgelser og erfaringer, som gøres og er gjort med "sanitary landfills" og andre typer eksisterende deponeringsanlæg, belyser aspekter, som det kan være vigtigt at have kendskab til ved planlægning af fremtidens deponeringsanlæg, og de er derfor medtaget i det omfang, de er fundet relevante.

I Kapitel 8 er der i en tabel opstillet en samlet oversigt over navne og tilhørsforhold for de personer, som er foreslået som eventuelle kontaktpersoner i relation til de enkelte sektioner. For

hver person viser tabellen også de sektioner i notatet, hvor vedkommende er foreslået som kontaktperson. Det skal bemærkes, at nogle af de citerede forfattere til væsentlige artikler mere eller mindre trukket sig fra arbejdsmarkedet, og der er derfor ikke umiddelbart henvist til dem som kontaktpersoner, selv om de er førende eksperter på deres områder. Det gælder bl.a. Keith Knox og Bernd Bilitewski. Andre, som f.eks. André van Zomeren har skiftet fokus i deres arbejde.

Det skal understreges, at notatet i dækningen af de enkelte problemstillinger på ingen måde kan siges at være udtømmende, og at selv om det er tilstræbt at dække bredt, er de beskrevne projekter, referencer og kontaktpersoner i væsentligt omfang udtryk for subjektive valg fra forfatterens side.

1. Granskning af udvaskningsstrategier

1.1 Forbedret vidensgrundlag om affaldsfraktioner med henblik på optimeret håndtering

1.1.1 Det bør undersøges, om en affaldsfraktion eller dele af den indeholder stoffer, som vides at kunne give anledning til problemer på kort eller langt sigt

De eksisterende grænseværdier for modtagelse af affald på deponeringsenheder er jo til en vis grad et udtryk for et ønske om at undgå eller begrænse indholdet af stoffer, som forventes på kort eller langt sigt at kunne give anledning til problemer. Da Deponeringsdirektivet (1999/31/EF) blev vedtaget, blev der i Bilag II, afsnit 2 beskrevet en række generelle principper, som skulle ligge til grund for den efterfølgende udarbejdelse af Rådsbeslutning 2003/33/EF af 19. december 2002 om opstilling af kriterier og procedurer for modtagelse af affald på deponeringsanlæg i henhold til artikel 16 og bilag II i direktiv 1999/31/EF:

"Kriterier for modtagelse på en specifik kategori deponeringsanlæg skal bygge på overvejelser vedrørende:

- a) beskyttelse af det omgivende miljø (navnlig grundvand og overfladevand)*
- b) beskyttelse af miljøbeskyttelsessystemerne (f.eks. membraner og perkolatbehandlingssystemer)*
- c) beskyttelse af de ønskede affaldsstabiliserende processer i deponeringsanlægget*
- d) beskyttelse mod farer for menneskers sundhed"*

På grund af tidspres og manglende viden blev størstedelen af arbejdet med etablering af kriterier for modtagelse af affald på forskellige typer deponeringsenheder den gang målrettet mod punkt a) og også lidt punkt d), men næsten ikke punkt c), bortset fra, at man ved at sætte grænseværdier for TOC og DOC forsøgte at undgå eller begrænse indholdet af organiske stoffer i enheder for inert affald og farligt affald, mens der ikke blev lagt begrænsninger på TOC/DOC for ikke-farligt affald på EU-niveau (i DK blev enheder for ikke-farligt affald delt op i enheder for mineralisk affald med begrænsning på TOC < 5 % og blandet affald med TOC > 5%). Kravet om separat deponering af gips i enheder med indholdskrav på TOC < 5 % og udvaskningskrav på DOC < 380 mg/l (v. L/S = 2 mg/l) er dog et eksempel på, at man har forsøgt at forhindre omdannelse af sulfat til sulfid og svovlbrinte ved kontakt med biologisk aktivt perkolat, hvilket hører under punkt c).

Da de eksisterende grænseværdier for indhold og udvaskning af stoffer i affald til deponering omfatter et begrænset antal stoffer (og for udvaskningens vedkommende primært uorganiske stoffer), er der behov for et systematisk udviklingsarbejde på dette område, hvor man bredt kan tage udgangspunkt i de fire ovenstående punkter. Problemstillingen kan deles i to:

- 1) Hvilke stoffer er kritiske? Her kan bl.a. Risikovurderingsprojektet, men også andres erfaringer være nyttige. Som et eksempel kan nævnes, at ammoniak/ammonium ofte er nævnt som et af de stoffer, der har en stor og langvarig kontrast mellem et forholdsvis højt indhold i mange perkolatyper og lave kvalitetskrav i grundvand og overfladevand, og som derfor kan forlænge efterbehandlingstiden. Traditionelt har der ved vurderingen af det affald, som skal placeres i deponeringsenheder, været fokuseret på de stoffer, for hvilke der findes

indholds- og udvaskningskrav i Rådsbeslutningen (2003/33/EF). Monitoringskravene og i nogen grad kvalitetskravene til det dannede perkolat er ofte betydeligt mere omfattende (afhængigt af, hvorledes, det bortskaffes) og inkluderer typisk en række næringssalte og specifikke organiske stoffer, herunder bl.a. bisphenol A, PFAS, phtalater (se f.eks. Miljøstyrelsen (2017)), som absolut er uønskede. På grund af den store kompleksitet er der aldrig blevet etableret en egentlig sammenhæng mellem sammensætning og egenskaber af det affald, som modtages på en deponeringsenhed, og sammensætningen af det dannede perkolat.

- 2) Hvor kommer stofferne fra/hvilke materialer/affaldsfraktioner findes de i/kan de udvaskes fra? Her kan blandt andet en gennemgang af materialeundersøgelser være nyttig. Man kan også gennemgå undersøgelser af sammensætningen af forskellige perkolattyper, hvor man først fokuserer på indholdet af potentielt skadelige stoffer, og dernæst forsøger at finde ud af, hvilke affaldstyper, de kan knyttes til. Også en screening af karakteriseringsdata (bl.a. fra grundlæggende karakteriseringstestning¹) for forskellige affaldstyper kan anvendes til identificering af stoffer, som ved deponering kan give problemer på kortere eller længere sigt. I den forbindelse kan det nævnes, at det kan være svært at finde gode karakteriseringsdata i Danmark, og at dette område er lavt prioriteret i mange andre EU-lande. Fremover bør det på forhånd undersøges, i hvilket omfang materialer til deponering indeholder ikke alene "the usual suspects", men også skadelige mikroforureninger som bisphenol A, PFAS, LAS, phtalater, pesticider, mv. med henblik på at forhindre, at disse stoffer overføres til perkolatet. Det kan blive nødvendigt at involvere producenterne, da man heller ikke ønsker at sprede disse stoffer gennem genanvendelse.

Nedenfor ses nogle kommenterede eksempler på litteratur, som kan belyse forskellige aspekter af problemstillingen.

TABEL 1. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur	
Miljøstyrelsen (2018a): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 – Kildestyrke. Konceptuelle modeller. Miljøprojekt nr. 2057/December 2018.	Indeholder beskrivelse af perko-latsammensætning, sammenligninger med kvalitetskrav til grundvand og overfladevand og metodik til bestemmelse af resulterende koncentrationsniveauer ved POC af stoffer i perkolatet ved givne kildetyrker og sammenligning af disse med vandkvalitetskrav. Herved kan problematiske stoffer og scenarier identificeres.
Miljøstyrelsen (2018b): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 - Kildestyrke. Opbygning af kildestyrkemodel. Miljøprojekt nr. 2058/December 2018.	
Miljøstyrelsen (2019a): Transport of contaminants released from landfills – a part of a risk assessment tool. Miljøprojekt nr. 2080/April 2019.	
Miljøstyrelsen (2019b) Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 2 – Stoftransport i jord og grundvand. Retningslinjer for opstilling af numerisk model. Miljøprojekt nr. 2117/December 2019.	
Miljøstyrelsen (2019c): Methodology for risk assessment of stream water contamination by landfills. Mixing of landfill leachate plumes in streams. Miljøprojekt nr. 2118/December 2019.	
Miljøstyrelsen (2017): Nye forureningsstoffer i perkolat fra lossepladser. Teknologiprojekt. Miljøprojekt nr. 1933/Maj 2017	En undersøgelse af perkolat fra 6 lossepladser viser, at bisphenol A, phtalater,

¹ I det omfang der for en given affaldstype findes grundlæggende karakteriseringsdata, må det forventes, at både affaldsproducenterne og operatørerne på deponeringsanlæggene er i besiddelse af disse. Det kan nævnes at Danish Waste Solutions ApS har en database med karakteriseringsdata for en række affaldstyper.

	PFAS og 1,4- dioxan generelt findes i og udvaskes fra dansk affald
Hjelmar, O., Johannessen, L.M., Knox, K., Ehrig, H.-J., Flyvbjerg, J., Winther, P., Christensen, T.H. (1994): Management and Composition of Leachate from Landfills. Final Rapport. Contract No. B4-3040/013665/92, DGX1 A.4, Commission of the European Communities. Tilgængelig efter anmodning.	Sammensætning og behandling af perkolat fra deponeringsanlæg i Europa og bl.a. estimerer på, hvor lang tid det kan tage at udvaske ammoniak til et acceptabelt niveau.
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.	Teoretiske estimer af konsekvenserne af udvaskning af forskellige stoffer fra deponeret affald.
Robinson H.D., Knox K. and Bone B.D. (2004): Improved definition of leachate source term from landfills -Phase 1: review of data from European landfills. Science Report P1-494/SR1, Environment Agency, Bristol.	Indsamling af data for sammensætning af perkolat fra europæiske deponeringsanlæg og gennemførelse af en række beregninger, bl.a. af effekt af behandling på udvaskningsforløbet for nogle stoffer, herunder N.

Relevante kontaktpersoner

Ingen specifikt – man er velkommen til at henvende sig til DanWS for nærmere uddybning, hvis det ønskes

1.1.2 Kan øget forbehandling bidrage til realiseringen af en udvaskningsstrategi?

I Deponeringsbekendtgørelsens Bilag 3, Afsnit 1 står der: "Der må ikke deponeres affald, som ikke har været underkastet forbehandling, herunder sortering, med mindre en sådan forbehandling ikke vil nedbringe mængden af affaldet eller farerne for menneskers sundhed eller miljøet." Bestemmelsen, der stammer fra Deponeringsdirektivets Artikel 6 (a), er altid blevet fortolket ret liberalt, både i Danmark og andre EU-lande. Men forbehandling kan give god mening, og afhængigt af såvel udvaskningsstrategi og karakteren af forbehandling af et affaldsprodukt vil der med de rette valg kunne opnås en betydelig effekt mellem forbehandling (eller øget forbehandling) og udvaskningsforholdene i relation til den valgte strategi.

Som umiddelbart åbenlyse eksempler på dette kan nævnes simpel vask af slagger, flyveaske og røggasrensingsprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg, som kraftigt kan reducere udvaskningen af salte fra disse restprodukter og dermed understøtte deponeringsstrategier, som baseres på lave saltindhold i perkolatet både på kort og langt sigt (høje saltindhold kan udover egen påvirkning af miljøet også påvirke udvaskningen af nogle sporelementer og tungmetaller). Denne effekt er undersøgt eksperimentelt og bl.a. beskrevet af Boddum & Skårup (2002), som også beskriver andre metoder til stabilisering af slagger, og Hjelmar (2007/2013). Et andet eksempel er karbonatisering slagger fra affaldsforbrænding ved oplagring og eksponering for luft (herunder kuldioxid) og regn, hvorved pH kan ændres fra ca. 12 til mellem 8 og 10. Det betyder bl.a., at udvaskningen af Pb og Zn, som kan være meget høj ved pH = 12 eller mere, faldet voldsomt, hvilket kan indgå i en udvaskningsstrategi, hvis slaggerne skal deponeres (pt. bliver de dog nyttiggjort, hvilket også kræver en udvaskningsstrategi). Effekten af karbonatisering af affaldsforbrændingsslagger og udvaskningens afhængighed af pH er bl.a. beskrevet af Hjelmar & Hyks (2020). Affaldsforbrænding i sig selv kan jo i øvrigt også betragtes som en forbehandling af forbrændingseget affald, hvorved der fremkommer restprodukter, som så igen kan kræve forbehandling forud for nyttiggørelse eller deponering.

Andre eksempler på forbehandlingsformer, som kan ændre (oftest reducere) den totale udvaskning eller udvaskningshastigheden af forskellige stoffer fra nogle former for affald (herunder bl.a. restprodukter fra affaldsforbrænding) og dermed have synergieffekter i relation til udvaskningsstrategier, er smeltning, sintring, kemisk stabilisering eller kemisk/fysisk stabilisering (solidificering). Vedrørende oversigter over disse og en række andre forbehandlingsformer, kan der bl.a. henvises til Sabbas et al. (2003), Hjelmar et al. (2009), Poletini et al. (2019), Hjelmar et al. (2011), Grossule & Stegmann (2020), Christensen & Matsufuji (2011), Bilitewski (2011), Christensen & Bilitewski (2011). Det kan nævnes, at 90'erne og 00'erne i Danmark blev udviklet to metoder til stabilisering af restprodukter fra affaldsforbrænding med henblik på overholdelse af modtagekravene på deponeringsanlæg, VKI-processen (Hjelmar et al., 2001), og Ferro-processen (Lundtorp et al., 2001).

I forhold til udvikling af bæredygtig deponering må smeltning og sintring nok betegnes som forholdsvis uegnede forbehandlingsmetoder, fordi de er meget energikrævende. Stabiliserings- og solidificeringsmetoder vil, hvis de virker efter hensigten, kunne reducere fluxen (den udvaskede stofmængde per tidsenhed), men ikke nødvendigvis den samlede udvaskede mængde (det kan dog godt være tilfældet), udvaskningen vil blot ske over længere tid, hvilket jo absolut kan være en valid deponeringsstrategi. Det kan nævnes, at flyveaske og røggasrensningsaffald fra affaldsforbrænding i en del europæiske lande i en årrække har været stabiliseret/solidificeret med cement, ofte suppleret eller delvis erstattet med aske/slagger med puzzolane egenskaber og tilsat "fortrolige" hjælpestoffer i forbindelse med deponering (se f.eks. Hjelmar et al., 2006). Tidlige forsøg med deponering af kubikmeterstore blokke af stabiliseret/solidificeret røggasrensningsaffald viste, at disse i løbet af få år faldt fra hinanden (Johnson, 2000). Fremgangsmåden har i stedet været at blande restprodukt, cement, vand og hjælpestoffer til en pasta, som så er placeret i deponeringsenheden, hvor den gradvis er størknet og har antaget monolitisk karakter. Det skal nævnes, at der generelt anvendes forholdsvis store mængder cement til stabiliseringen (ofte af størrelsesordenen 30 vægt % eller mere). Hjelmar et al. (2005, 2006) har i et nordisk projekt initieret af det svenske Naturvårdsverk gennem modelberegninger understøttet af eksperimentelle data vist, at man i denne slags deponeringsanlæg stort set kun opnår en effekt, der svarer til en rent kemisk stabilisering, dvs. den effekt, som man eksempelvis ville se, hvis man knuste materialet til < 4 mm og testede udvaskningen i en batchudvaskningstest (som EN 12457) og sammenlignede resultaterne med resultaterne af en tilsvarende test af det ikke-stabiliserede affald. Den fysiske (diffusionsbaserede) reduktion af udvaskningen (eller rettere udvaskningshastigheden) bidrager for denne type af solidificeret flyveaske og røggasrensningsprodukt ikke til reduktion af stofudvaskningen i relation til overholdelse af udvaskningskriterierne for modtagelse af affald til deponering. Modelberegningerne viste nemlig, at der i bunden af deponeringsanlægget stofmæssigt vil være ligevægt mellem det stabiliserede affald og perkolatet. Disse resultater ligger til grund for modtagekriterierne for monolitisk affald i bl.a. Sverige, Danmark og UK.

I dag er disse og andre forbehandlingsmetoder ofte fokuseret på at gøre en affaldstype eller dele af den bedre egnet til genanvendelser/nyttiggørelse, hvor mindre delstrømme så måske skal deponeres (et eksempel er den danskudviklede HaloSep-proces til behandling af flyveaske og røggasrensningsaffald (herunder udvinding af Zn) fra affaldsforbrænding, HaloSep (2021)).

TABEL 2. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur

Hjelmar, O. & Hyks, J. (2020): Konsolidering af metode til klassificering af affaldsforbrændingsslagger i henhold til HP14. Udført for AFATEK, ARC, Reno-Nord, Energnist og Fjernvarme Fyns Affaldsenergi A/S. DanWS.

Boddum, J.K. & Skårup, J. (2002): Stabilisering af slagger fra affaldsforbrænding ved vask, separation og lagring. AFATEK A/S. UR-1, Projekt under C-RES, Center for Restprodukter. Kan fås efter aftale med DanWS

Hjelmar, O. (2007/2013): Washing of residues from municipal solid waste incinerators. DanWS.

Sabbas T., Pollettini A., Pomi R., Astrup T., Hjelmar O., Mostbauer P., Cappai G., Magel G., Salhofer S., Speiser C., Heuss-Assbichler S., Klein R. & Lechner P. (2003): Management of municipal solid waste incineration residues. Waste Management 23 (2003), pp. 61-88.

Hjelmar, O., Wahlström, M., Andersson, M.T., Laine-Ylijoki, J., Wadstein, E., Rihm, T. (2009): Treatment methods for waste to be landfilled. TemaNord 2009:583, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Pollettini, A., Astrup, T., Cappai, G., Lechner, P., Muntoni, A., Pomi, R., van Gerven, T., van Zomeren, A. (2019): Treatment and disposal of incineration residues. Chapter 4.2 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.

Hjelmar, O., Johnson, A., Comans, R. (2011): Incineration: Solid residues. Chapter 8.4 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.

Grossule, V. & Stegmann, R. (2020): Problems in traditional landfilling and proposals for solutions based on sustainability. Detritus, Vol. 12 – 2020 / pp 78-91.

Christensen, T.H. & Matsufuji, Y. (2011): Source segregation and collection of source-segregated waste. Chapter 6.3 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.

Bilitewski, B. (2011): Mechanical treatment: Unit processes. Chapter 7.1 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.

Christensen, T.H. & Bilitewski, B. (2011): Mechanical Treatment: Material recovery facilities. Chapter 7.2 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.

Hjelmar, O., H. Birch & J.B. Hansen (2001): The VKI process for treatment of APC residues from MSW incineration: Process development and optimisation in pilot scale. In: Proceedings of the second ISWA seminar on Waste-to-Energy – State of the Art and Latest News, Malmö, Sweden, October 25-26, 2001.

Lundtorp, K., Jensen, D.L., Christensen, T.H. (2001): Performance of the FERROX-process on a semi-industrial scale. Proceedings Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margaritha di Pula, Cagliari, Italy, 1-5 October 2001. CISA.

Hjelmar, O., D. Bendz, M. Wahlström, P. Suér, J. Laine-Ylojoki, D.L. Baun (2005): Criteria for acceptance of monolithic waste at landfills. In Proceedings of 10th International Waste Management and Landfill Symposium, October 3-7 2005, Cagliari, Sardinia, Italy.

Hjelmar, O., Bendz, D., Wahlström, M., Holm, J., Gudbjerg, J., Laine-Ylijoki, J., Suér, P., Rosquist, H. (2006): Development of criteria for acceptance of monolithic waste at landfills. TemaNord 2006:555, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Johnson, C.A. (2000): Personlig kommunikation med C. Anette Johnson, EAWAG, Schweiz.

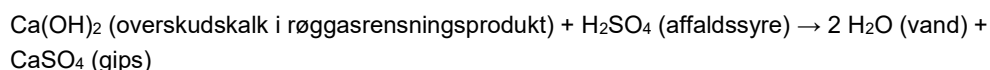
HaloSep (2021): Rasmussen, E., projektleder hos Stena Recycling): <https://lifehalosep.eu/>.

Relevante kontakter

Valentina Grossule (University of Padova), Rainer Stegmann (TUHH), Erik Rasmussen (Stena Recycling)

1.1.3 Kan en affaldsfraktion blandes med andre fraktioner til deponering uden negative effekter eller måske med positive effekter?

Der findes eksempler på, at blanding af to eller flere affaldstyper, hvoraf den ene eller begge/alle har nogle egenskaber, som er uønskede i forhold til en deponeringsstrategi eller til overholdelse af kriterier for modtagelse af en eller flere af affaldstyperne på en deponeringsenhed, kan reducere eller eliminere disse problemer for en eller flere af disse. I det sidstnævnte tilfælde vil der være tale om en synergieffekt. Et velkendt eksempel er tilførslen gennem en år-række af alkaliske restprodukter fra affaldsforbrænding (røggasrensningsaffald og flyveaske) til NOAHs deponeringsanlæg (klassificeret som behandlingsanlæg) i et tidligere kalkbrud på Langøya i Oslofjorden, hvor det blev blandet (og neutraliseret) med et andet affaldsprodukt, affaldssvovlsyre fra en nærliggende produktion af titandioxid. Hovedreaktionen ved blandingen var som følger:



Der var selvfølgelig også en række andre stoffer i affaldsprodukterne, men de to uønskede egenskaber, alkalinitet og stærk syre blev udlignet ved blandingen, og der dannedes vand og gips, som jo med en vandopløselighed på ca. 2,5 g/L ikke i sig selv er problematisk i marine omgivelser. Det skal bemærkes, at Miljøstyrelsen i 2015 har omklassificeret anvendelse af alkalisk affald til neutralisering af syreaffald på Langøya fra bortskaffelse til nyttiggørelse, R5 (Miljøstyrelsen, 2015b).

I 1980'erne og 1990'erne, indtil Deponeringsdirektivet trådte i kraft, var store dele af den britiske strategi for håndtering af farligt affald baseret på "co-disposal", dvs. samdeponering af farligt affald og husholdningsaffald, og der blev udført mange forskningsprojekter for at optimere sådanne samdeponeringsanlæg, hvor man bl.a. søgte at udnytte det reducerende miljø og de biokemiske nedbrydningsprocesser i husholdningsaffaldet til at tilbageholde skadelige uorganiske stoffer og omsætte organisk kemisk affald med henblik på at beskytte det omgivende miljø. Efter implementeringen af Deponeringsdirektivet blev denne praksis forbudt. Inddelingen af deponeringsanlæg i enheder for inert og mineralsk er jo i nogen grad udtryk for at samle affaldstyper, som i mindst mulig grad påvirker hinanden negativt, og for hvilke man forventer at kunne anvende samme deponerings- eller udvaskningsstrategi. Det samme kan ikke siges at gælde for blandet affald og farligt affald, som ikke på samme måde hver for sig er karakteriseret ved at have fælles egenskaber (der kan f.eks. være mange grunde til at vidt forskellige affaldstyper er klassificeret som farligt affald).

Scharff et al. (2011) hævder, at "*Specifikke typer af uorganisk affald kan neutralisere de negative effekter, som de hver for sig besidder. Processer såsom adsorption og kemisk fældning kan stimuleres på basis af bedre viden om affaldstyper. Dette kan resultere i irreversibel binding inde i deponiet og resultere i et blivende lavt emissionsniveau for miljøskadelige stoffer.*"

I mange tilfælde vil specielt forskellige slags inert affald, der jo bl.a. netop er defineret ved ikke at have negativ indflydelse ved andet materiale, som det måtte komme i berøring med (Deponeringsbekendtgørelsen Artikel 3, 23)), burde kunne blandes indbyrdes og med andre affaldstyper, uden at det får negative effekter. Der kan af samme grund argumenteres for, at inerte affaldstyper burde nyttiggøres og ikke deponeres.

Affaldstyper, som ved sammenblanding ikke medfører nogen negative effekter med hensyn den ønskede deponeringsstrategi, eller som ligefrem har en positiv effekt på denne, vil i det følgende blive karakteriseret som **kompatible** mht. en deponeringsstrategi (og som indbyrdes compatible). Det vil selvsagt være stærkt ønskeligt, at alle affaldstyper på en positivliste for en

deponeringsenhed, er kompatible. Der er behov for et udviklingsarbejde med henblik på etablering af konkrete deponeringsstrategier og identificering af affaldstyper, som (uden eller med forbehandling) er kompatible indbyrdes og med de ønskede strategier.

TABEL 3. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Scharff, H., van Zomeren, A., van der Sloot, H.A. (2011): Landfill sustainability and after-care completion criteria. <i>Waste Management & Research</i> , 2011, 29 (1), 30-40.
Rushbrook, P.E: (1989): Co-disposal of hazardous and municipal wastes in landfills: Experimental work. <i>Waste Management & Research</i> , Vol 7 (2), June 1989, pp. 177 -187.
Miljøstyrelsen (2015b): Notat: Klassificering af neutraliseringsprocessen på Langøya. Miljøstyrelsen, Jord & Affald, J.nr. MST-719-00081, 30. juni 2015.
Relevante kontakter
Heijo Scharff (NV Avfallszorg Holding), Pelle Funder Kontaktperson i Danmark hos NOAH på Langøya

1.2 Er der tekniske, økonomiske og/eller strukturelle udfordringer forbundet med placering af et rensningsanlæg på deponeringsanlæg?

Da dette studie primært er rettet mod fremtidige deponeringsstrategier og deponeringsanlæg, kan der specielt på perkolatområdet være nogle begrænsninger i relevansen af de erfaringer, som kan indhentes fra tidligere og eksisterende praksis og tidligere forsknings- og udviklingsprojekter. Det skyldes, at mens såvel deponeringspraksis som litteratur om perkolutudvikling, perkolatsammensætning og perkolathåndtering i udpræget grad hidtil har været baseret på deponeringsenheder af bioreaktortypen, dvs. deponier med stort indhold af organisk affald og husholdningsaffald, hvoraf en betydelig del er biologisk omsætteligt. Med kravene i Deponeringsdirektivet om reduktion af mængden af husholdningsaffald (municipal solid waste, MSW) til deponering og grænseværdierne for TOC i inert, mineralsk og farligt affald samt det danske krav om anvisning af forbrændingseget affald til forbrænding fra 1994/1996 er der sket et meget markant fald i mængden af organisk affald i deponeret affald i Danmark. Da denne tendens må antages at blive yderligere skærpet i fremtidige deponeringsanlæg, forekommer det rimeligt at antage, at organiske stoffer og bl.a. ammoniak fra nedbrydning af organisk materiale vil blive mindre dominerende i fremtidens perkolat (uden dog helt at forsvinde), som formentlig fortsat vil have et væsentligt indhold af uorganiske salte og metaller/metalloider og et måske stigende indhold af organiske mikroforureninger (herunder PFAS, LAS, mv.).

Det kan være vanskeligt at generalisere med hensyn til de eventuelle tekniske, økonomiske og strukturelle udfordringer, da de jo afhænger af den aktuelle sammensætning af perkolatet (se ovenfor), af formålet med/strategien for perkolatrensningen og ikke mindst af det niveau, hvortil der skal renses. Det er som regel fjernelse af de sidste få procent til et meget lavt koncentrationsniveau, som er omkostningstung. Formålet kan jo være at rense perkolatet så grundigt, at det kan udledes eller nedsives direkte til omgivelserne, men det kan også være at reducere forureningsniveauet forud for udledning/transport til et kommunalt spildevandsrensningsanlæg. Hvorvidt dette kan betale sig økonomisk, kan afhænge af betalingsaftalerne mellem et deponeringsanlæg og rensningsanlægget. Overordnet set vil det være uhensigtsmæssigt at sende perkolat med et højt indhold af salte og andre uorganiske stoffer til et kommunalt spildevandsrensningsanlæg, da disse blot passerer uændret gennem dette og efterfølgende udledes til omgivelserne som en del af udløbet fra rensningsanlægget. De kommunale rensningsanlæg fjerner jo først og fremmest bionedbrydelige organiske stoffer (udtrykt ved BI5) og næringssalte. Men for at fjerne uorganiske salte mv. fra perkolatet, f.eks. ved membranfiltrering, er det oftest nødvendigt først at fjerne størstedelen af det bionedbrydelige stof. Hvis perkolatet indeholder selv moderate mængder bionedbrydeligt materiale, kan det derfor være

nødvendigt at fjerne/reducere indholdet af disse, før det vil være muligt at fjerne/reducere indholdet af uorganiske salte, metaller/metalloider og miljøskadelige organiske (mikro)komponenter. Nogle af de sidstnævnte vil kunne nedbrydes i første trin, men mange af dem er persisterende eller hårdt nedbrydelige. Det kan derfor være aktuelt at tilføje yderligere trin som kemisk fældning, mikroflotation, stripping af ammoniak, membranfiltrering, oxidation (med hydrogenperoxid, ozon eller superkritisk vand), sorption (med resin eller aktivt kul), osv. Rensningen kan eventuelt understøttes af in-situ-metoder som beluftning og/eller recirkulering af perkolat.

Med de ovenfor nævne bemærkninger om det forventet relativt lave niveau af bionedbrydeligt stof i fremtidigt dansk perkolat, kan der henvises til en række eksperter og artikler om håndtering og behandling af perkolat.

En af de mest erfarne eksperter i biologisk rensning af perkolat fra deponeringsanlæg er Howard Robinson, Phoenix Engineering, UK. Blandt hans mange udgivelser kan der bl.a. henvises til Robinson et al. (2018). Han har været gæst hos DepoNet i november 2018, og der ligger en række anlægsbeskrivelser fra ham i DepoNets Dropbox, som Miljøstyrelsen har adgang til. Vedrørende biologisk rensning af perkolat kan der endvidere henvises til Ehrig & Robinson (2011) og Ehrig et al. (2019), mens en oversigt over fysisk-kemiske metoder til rensning af perkolat bl.a. kan findes i Cossu et al. (2019), samt kapitel 12 ISWA (2019). Endvidere kan der henvises til det meget interessante indlæg fra Zhuoyen Cai fra Aquarden på DepoNet-mødet den 27. september 2021 (findes også i DepoNets Dropbox). Recirkulering af perkolat er grundigt behandlet af Knox et al. (2019) og Beaven & Knox (2019), mens in-situ-behandling af perkolat ved beluftning bl.a. beskrives af Ritkowski & Stegmann (2019), som også belyser økonomiske aspekter af beluftning. For information vedrørende aeration kan der blandt andet henvises til DepoNet-mødet den 18. juni 2019, hvor Ritzkowski præsenterede sine erfaringer med aeration-projekter i fuld skala i bl.a. Tyskland, Østrig, Holland, Italien og Schweiz.

I Norge blev der i 2008-10 indført et krav om behandling af perkolat fra deponeringsanlæg, og i den forbindelse har Avfall Norge finansieret et omfattende studie af forskellige rensningsmetoder herunder de tekniske og økonomiske fordele og barrierer.

Forskellige aspekter af omkostningerne ved rensning af perkolat er blandt andet omtalt i Beaven et al. (2014) og Heyer (2019).

TABEL 4. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Robinson, H., Wilson, K., Stokes, A., Olufsen, J., Robinson, T. (2018): Recent state-of-the-art leachate treatment plants in Eastern England. <i>Detritus</i> vol. 3, 2018, pp. 114-123.
Ehrig, H.-J. & Robinson, H. (2011): Landfilling: Leachate Treatment. Chapter 10.11 in Christensen, T.H., Ed.: <i>Solid waste Technology & Management</i> . John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
Ehrig H.-J., Stegmann, R., Robinson, T. (2019): Biological leachate treatment. Chapter 10.3 in Cossu & Stegmann, Eds.: <i>Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies</i> , Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.
Cossu, R., Ehrig, H.-J., Muntoni, A. (2019): Physical-chemical leachate treatment. Chapter 10.4 in Cossu & Stegmann, Eds.: <i>Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies</i> , Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.
Cai, Z. (2021): PFAS og Perkolatrensning. Indlæg på DepoNet-møde den 27. september 2021.
Knox, K., Beaven, R.P., Cossu, R. (2019): Leachate recirculation: History, objectives, and conceptual design. Chapter 12.1 in Cossu & Stegmann, Eds.: <i>Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies</i> , Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.

Beaven, R.P. & Knox, K. (2019): Leachate recirculation: Design, operation and control. Chapter 12,2 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.

Ritzkowski & Stegmann (2019): Landfill in situ aeration. Chapter 16.2 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.

ISWA (2019): Landfill Operational Guidelines 3rd edition. A report from ISWAs Working group on landfill 2019.

Avfall Norge (2017): Valg af renseløsning på deponi, Rapport nr. 4/2017.

Heyer, K-U (2019): Capital and operational costs. Chapter 21.1 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.

Beaven, R.P., Knox, K., Gronow, J.R., Hjelm, O., Greedy, D., Scharff, H. (2014): A new economic instrument for financing accelerated landfill aftercare. Waste Management 2014, 34 (7):1191-8.

Relevante kontakter

Howard Robinson (Phoenix Engineering), Zhuoyen Cai (Aquadren Technologies), Marco Ritzkowski (TUTech Innovation), Richard Beaven (University of Southampton)

1.3 Hvordan spiller celledesign, afdækning og udvaskningsstrategi bedst sammen?

Som bl.a. vist i Hjelm & Rosendal (2021), har både celledesign og afdækning stor indflydelse på udvaskningsforløbet for affald i en deponeringsenhed og bør derfor sammen med driftsforholdene tilpasses den ønskede udvaskningsstrategi. Alt andet lige gælder det, at jo mere vand, der per tidsenhed strømmer gennem affaldet (jo hurtigere voksende L/S-værdi), jo hurtigere vil stofudvaskningen ske. Som vist i Tabel 5.3 i den ovenfor omtalte publikation spiller for eksempel højden/dybden af affaldet i deponiet en stor rolle: jo større højde, jo langsommere udvaskning af den samlede masse. Hvis man ønsker en hurtig udvaskning, bør en given mængde affald udlægges i den lavest mulige tykkelse – det medfører selvfølgelig, at deponeringsarealet bliver større. I kapitel 6 i Miljøstyrelsen (2015) er det kvalitativt angivet, hvorledes en række forhold vedrørende indretning og design af en deponeringsenhed, driftsforhold, affaldsegenskaber og klimatiske forhold kan påvirke kildestyrken for perkolatet. Mange beskrivelser af toptildækninger af deponeringsenheder er eksplicit eller implicit baseret på en antagelse om, at et af hovedformålene med tildækningen er at reducere eller forhindre infiltration af nedbør og dermed udvaskning og perkolatdannelse. I modsætning hertil giver Cossu & Garbo (2019) en glimrende og grundig gennemgang principper og design for indretning af såvel midlertidige som endelige tildækninger af deponeringsenheder, som også tager hensyn til, at et af formålene med tildækningen kan være at sikre, at der sker en vis infiltration.

I Miljøstyrelsen (2012) er der givet nogle forslag til indretning af deponeringsanlæg med henblik på passiv rensning af perkolatet.

Richard Beaven (2014) præsenterede på et DepoNet-møde den 11. april 2014 en række resultater af den forskning, som han og hans medarbejdere på University of Southampton har gennemført vedrørende strategier for fjernelse/udvaskning af ikke-nedbrydelige forureningsstoffer fra deponeret affald. Indlægget er tilgængeligt i DepoNets Dropbox.

Design af en deponeringsenhed spiller også en rolle for at forhindre eller håndtere en eventuel badekarseffekt, når perkolatoppumpningen standses i forbindelse med forsøg på overgang til passiv drift (Hjelm & Rosendal, 2021; Miljøstyrelsen, 2015; Johannesen et al., 1993).

Samspillet mellem indretning af et deponi og udvasknings-/deponeringsstrategien er desuden belyst/diskuteret i Christensen et al. (2011), Hjelm & van der Sloot (2011) og Hjelm (1996). Et konkret tilfælde er beskrevet i Hjelm & Hansen (2005).

Det modelværktøj, som i projektet "Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald" er udviklet til beskrivelse af kildestyrken fra en deponeringsenhed eller et deponeringsanlæg, vil være velegnet til at undersøge effekten af forskellige former for celledesign og overdækning på mængde og sammensætning af perkolatet som funktion af tiden og dermed på grundlaget for valg af deponeringsstrategi. Værktøjet er endnu ikke publiceret, men grundlaget for modellen er beskrevet i Miljøstyrelsen (2018a og 2018b).

TABEL 5. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.
Miljøstyrelsen (2015a): Afslutning af efterbehandlingen på deponeringsanlæg, Miljøprojekt nr. 1726, Miljøministeriet.
Cossu & Garbo (2019): Landfill covers: Principles and design. Chapter 11.1 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.
Miljøstyrelsen (2012): Ideer til fremtidens affaldsdeponering. Miljøprojekt nr. 1412, Miljøministeriet.
Beaven, R. (2014): Strategies for removing the non-degradable pollution load from landfills – insights from the laboratory, field scale trials and modelling. Presented to DepoNet, 11 april 2014.
Johannessen, L.M., Hjelmar, O., Riemer, J. (1993): A new approach to landfilling of waste in Denmark. In: Proceedings of the IVth International Landfill Symposium, S. Margaritha di Pula, Sardinia, Italy, 11 – 15 October, 1993.
Christensen, T.H., Scharff, H., Hjelmar, O. (2011): Landfilling: Concepts and Challenges. Chapter 10.1 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
Hjelmar, O. & van der Sloot, H.A. (2011): Landfilling: Mineral Waste Landfills. Chapter 10.5 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
Hjelmar, O. (1996): Disposal strategies for municipal solid waste incinerator residues, Journal of Hazardous Materials 47 (1996), pp. 345-368.
Hjelmar, O & J.B. Hansen: Sustainable Landfill /2005): The role of final storage quality. In Proceedings of the 10th International Waste Management and Landfill Symposium, October 3-7 2005, Cagliari, Sardinia, Italy.
Miljøstyrelsen (2018a): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 – Kildestyrke. Konceptuelle modeller. Miljøprojekt nr. 2057/December 2018.
Miljøstyrelsen (2018b): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 - Kildestyrke. Opbygning af kildestyrkemodel. Miljøprojekt nr. 2058/December 2018.
Relevante kontakter
Richard Beaven (University of Southampton), Raffaello Cossu (University of Padova)

1.4 Konkrete forslag om udvaskningsstrategi

1.4.1 Er adskillelse af affaldstyper, som ikke er kompatible mht. udvaskningsegenskaber og deponeringsstrategi, i separate celler en mulig løsningsmodel?

Det forekommer umiddelbart indlysende, at det i relation til gennemførelse af en deponeringsstrategi, som primært er baseret på gennemstrømning af nedbør og (styret) udvaskning af forureningskomponenter, kan være hensigtsmæssigt at adskille affaldstyper, som ikke er kompatible med hensyn til udvaskningsegenskaber, i separate celler.

Ved en deponeringsstrategi forstås her en overordnet principmodel for, hvorledes man (over tid) gennem et ønsket forløb når frem til en ønsket sluttetilstand for en deponeringsenhed. Se for eksempel afsnit 4.1 i Hjelmar & Rosendal (2021). En samlet deponeringsstrategi kan være sammensat af flere forskellige delstrategier, som ikke nødvendigvis alle er relateret til udvaskningsforløbet. At to affaldstyper er kompatible, betyder i denne sammenhæng at de, hvis de f.eks. blandes eller deponeres i samme enhed/celle, ikke påvirker hinanden på en måde, som kan modvirke den planlagte deponerings- eller udvaskningsstrategi. Som et tænkt eksempel vil uorganisk affald, hvorfra salte og/eller metaller kan udvaskes og eventuelt fjernes, ikke umiddelbart være kompatibelt med blandet affald, som indeholder bionedbrydeligt materiale, der vil kunne omsættes under dannelse af perkolat, som i en periode formentlig vil kunne renses i et biologisk spildevandsrensningsanlæg. Se evt. afsnit 4.2.3 i ovennævnte rapport.

I Johannesen et al. (1993), Hjelmar (1996) og Hjelmar & Rosendal (2021) argumenteres der for, at affaldstyper, som ikke er kompatible med hensyn til udvaskningsegenskaber, bør placeres i separate celler/deponeringsenheder med henblik på at optimere de udvaskningsbaserede deponeringsstrategier. Det er jo samme princip, som på et meget overordnet plan har ført til den placering af inert affald, mineralsk affald, blandet affald og farligt affald i adskilte deponeringsenheder, som er foreskrevet i Deponeringsbekendtgørelsen (og til dels i (den berigtede) Rådsbeslutning 2003/33/EU – se evt. Figur 1 i Appendix B til denne). Ved fastlæggelsen af de gældende kategorier og modtagekriterier er der fokuseret på indhold af organisk stof (målt som TOC) og på beskyttelse af omgivelserne, men ikke specielt på kompatibilitet mellem de enkelte affaldstyper i en deponeringsenhed og de processer, som man (indirekte) ønsker/forventer, at affaldet skal gennemløbe.

Mathlener et al. (2006) diskuterer i *Opening the black box: Process-based design criteria to eliminate aftercare of landfills* blandt andet hvorledes forskellige grupper af affaldstyper og forskellige design- og driftsformer for deponeringsanlæg påvirker de processer, som foregår i affaldet, og hvorledes dette påvirker perkolatet og behovet for efterbehandling. Der tages udgangspunkt i såvel teoretiske beregninger som eksperimentelle resultater i såvel laboratorieskala som fuld skala. Under delvis henvisning til dette, beskriver Scharff et al. (2011) blandt andet, hvordan forskellig konceptuelle deponeringsmodeller (for blandet, uorganisk og stabiliseret affald) emissionsmæssigt forholder sig til hinanden – de inkluderer også enheder for farligt affald, men det kan der efter vor mening stilles spørgsmålstejn ved). Scharff et al. (2001) kommer også ind på definitionen af final storage quality vs. functional stability (se også afsnit 1.5.1).

Der er stort behov for en nærmere konkretisering og detaljering af den karakter og grad af kompatibilitet, som er nødvendig i relation til at understøtte bestemte deponeringsstrategier og målet for disse, ikke mindst set i relation til den forventede efterbehandlingsperiode. I yderste konsekvens kunne dette føre til indretning af adskilte deponeringsceller for hver enkelt affaldstype – som det for eksempel i nogle tilfælde sker med shredderaffald (som jo i sig selv er en komplekst sammensat affaldstype, som måske skulle fraktioneres yderligere, hvis den fortsat skal deponeres). Fra en given affaldsfraktion udvaskes forskellige stoffer med forskellig hastighed, og der ligger et betydeligt arbejde i at identificere de stoffer, som med hensyn til indhold af uønskede stoffer og den hastighed, med hvilken de udvaskes, kan være afgørende for

valget af deponeringsstrategi, for behovet for forbehandling og for kompatibiliteten med andre affaldsfraktioner.

TABEL 6. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Johannesen, L.M., Hjelm, O., Rieme, J. (1993): A new approach to landfilling of waste in Denmark. In: Proceedings of the IVth International Landfill Symposium, S. Margaritha di Pula, Sardinia, Italy, 11 – 15 October, 1993.
Hjelm, O. (1996): Disposal strategies for municipal solid waste incinerator residues, Journal of Hazardous Materials 47 (1996), pp. 345-368.
Hjelm, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.
Mathlener, R.A., Heimovaara, T., Oonk, H. Luning, L, van der Sloot, H.A., van Zomeren, A. (2006): Opening the black box, Process-based design criteria to eliminate aftercare of landfills, Dutch Sustainable Landfill Foundation, Den Bosch, The Netherlands.
Scharff, H., van Zomeren, A., van der Sloot, H.A. (2011): Landfill sustainability and after-care completion criteria. Waste Management & Research, 2011, 29 (1), 30-40.
Relevante kontakter
Heij Scharff, NV Afvalzorg Holding

1.4.2 I hvilken grad kan fremskaffelse og verificering af bedre data fra karakteriseringstestning af relevante affaldstyper, herunder κ - og C_0 -værdier bidrage til en mere effektiv udvaskningsstrategi?

Det er fundet hensigtsmæssigt at anvende κ (kappa) og C_0 til sammen med vandgennemstrømningen at estimere kildestyrken af perkolat fra granulært affald som funktion af den gennemstrømmende vandmængde eller tiden. For en given affaldstype er κ den hastighed, hvor med koncentrationen af et givet (uorganisk) element eller stof logaritmisk aftager som funktion af tiden, mens C_0 angiver den maksimale koncentration af element/stoffet (ofte, men ikke altid startkoncentrationen). Da metoden blev anvendt i beregningen af de grænseværdier for stofudvaskning fra affald til deponering, som findes i Rådsbeslutning 2003/33/EU, fandtes der kun κ -værdier for bygge- og nedrivningsaffald til genanvendelse (Aalbers et al., 1996). Disse værdier var stofspecifikke, men blev ikke betragtet som affaldsspecifikke. Det har efterfølgende (se f.eks. Miljøstyrelsen (2018) og Hjelm & Rosendal (2021)) vist sig, at anvendelse af disse generiske, ikke-affaldsspecifikke κ -værdier, kunne føre til estimering af urealistisk lange udvaskningstider for nogle affaldstyper, sammenlignet med beregninger, hvor der anvendes affaldsspecifikke (eller perkolatspecifikke) værdier. Det er i Hjelm & Rosendal (2021) vist, at man ved hjælp af affaldsspecifikke κ -værdier kan sammenligne udvaskningsforløb for de samme stoffer fra forskellige affaldstyper, hvilket må antages at kunne anvendes til planlægning af udvaskningsstrategier for forskellige affaldstyper eller grupper af affaldstyper.

Verschoor et al. (2006) har i Holland udarbejdet en revideret liste over generiske κ -værdier og diskuteret anvendelsen af disse til estimering af kildestyrken fra deponeringsanlæg. I Miljøstyrelsen (2009) er der beregnet κ -værdier for lettere forurenede jord, og det er vist, at κ ofte ændrer sig som funktion af L/S, således at det – afhængigt af, hvor stort et L/S-interval man ønsker at beskrive kildestyrken over – kan være hensigtsmæssigt at fastlægge flere κ -værdier. Dette gøres der også opmærksom på af Hjelm & Rosendal (2021), ligesom det nævnes i Robinson et al. (2004a). I Robinson et al. (2004b) er der på grundlag af laboratorieforsøg beregnet affaldsspecifikke κ -værdier for en række stoffer for affaldsforbrændingsslagger (før og efter karbonatisering) og for restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding.

Bortset fra de ovennævnte rapporter er litteraturen om beregning og anvendelse af kappaværdier begrænset, og der er et stort behov for fremskaffelse og verificering af kappaværdier (og realistiske værdier af C_0 for en række relevante affaldsfraktioner) og fordele og begrænsninger ved at anvende disse til beskrivelse af kildestyrken af perkolatet fra deponeringsenheder for forskellige typer affald.

Det kan bemærkes, at selv om man i det store hollandske forsknings- og demonstrationsprojekt "Sustainable landfill management" (Scharff & van Kooten, 2016) anvender reaktiv model-
 lering til at beskrive stoftransporten gennem den umættede og mættede zone under et deponeringsanlæg (se f.eks. Brand et al. (2016)), så er kildestyrken fortsat beskrevet som en eksponentielt aftagende funktion af L/S eller tid, under anvendelse af kappa- og C_0 -værdier.

TABEL 7. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.
Aalbers, Th.G., de Wilde, P.G.M., Rood, G.A., Vermij, P.H.M., Saft, R.J., van de Beek, A.I.M., Broekman, M.H., Masereeuw, P., Kamphuis, Ch., Dekker, P.M. and Valejtijn, E.A. (1996): Environmental quality of primary and secondary construction materials in relation to re-use and protection of soil and surface water. RIVM-report no.: 771402007. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.
Miljøstyrelsen (2018b): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 - Kildestyrke. Opbygning af kildestyrkemodel. Miljøprojekt nr. 2058/December 2018.
Verschoor, A.J., Lijzen, J.P.A., van den Broek, H.H., Cleven, R.F.M.J., Comans, R.N.J., Dijkstra, J.J., Vermij, P.H.M. (2006): Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen. Milieuhygiënische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen. RIVM rapport 711701043/2006. ISBN 9036913659 (på hollandsk).
Robinson, H.D., Knox, K., Bone, B.D. (2004): Improved definition of the leachate source term from landfills. Phase 1: review of data from European landfills. Science Report P1-494/SR1. Environment Agency, UK.
Robinson, H.D., Knox, K., Formby, R., Bone, B.D. (2004): Testing of residues from incineration of municipal solid waste. Science Report P1-494/SR2. Environment Agency, UK.
Miljøstyrelsen (2009): Håndtering af lettere forurenede jord. Konsekvensvurdering. Miljøprojekt nr. 1287/2009. Miljøministeriet.
Scharff, H. & van Kooten (2016): Research needs with respect to sustainable management of landfills. Note to DG Resarch (EU), written on behalf of the Dutch Waste Management Association on 27 September 2016.
Brand, E., de Nijs, T.C.M., Dijkstra, J.J., Comans, R.N.J. (2016): A novel approach in calculating site-specific aftercare completion criteria for landfills in The Netherlands: Policy developments. Waste Management 56 (2016), 255-261.
Relevante kontakter
Heijo Scharff (NV Avfalzorg Holding), Ellen Brand (RIVM)

1.4.3 Hvordan kan anvendelse (og supplering) af karakteriseringsdata til omhyggelig udarbejdelse af positivlister for forskellige celler/enheder, understøtte valg af deponeringsstrategier?

En fuldt gennemført karakteriseringstestning af en granulær affaldstype (som beskrevet i Deponeringsbekendtgørelsens Bilag 6) vil kunne give en række oplysninger, som kan anvendes

til udarbejdelse af positivlister og understøttelse af relevante deponeringsstrategier. Udførelse af kolonneudvaskningstesten, EN 12457, kan for eksempel anvendes til beregning/estimering af affaldsspecifikke kappa-værdier. Her er det væsentligt at gennemføre den fulde test med opsamling af 7 eluatfraktioner (og at se bort fra den mulighed for kun at opsamle 3 fraktioner, som der pt. gives i Deponeringsbekendtgørelsen). Opsamling af alle 7 fraktioner giver en langt mere præcis bestemmelse af kappa i intervallet $L/S = 0 - 2 \text{ l/kg}$, som ofte er det mest relevante L/S -interval i relation til deponering. Resultaterne af den pH-statistiske udvaskningstest (EN 14997 eller EN 14429) kan give en indikation af, hvordan stofudvaskningen kan ændres, hvis der (med tiden) sker ændringer i pH-forholdene i det deponerede affald. Udførelsen, fortolkningen og anvendelsen af resultaterne af affaldskarakteriseringstests er beskrevet og diskuteret i et teknisk notat til Miljøstyrelsen (Hansen & Hjelmar, 2011). Notatet er aldrig udgivet og kan muligvis være svært at finde, så det er lagt op i en mappe i Dropbox, som Miljøstyrelsen har adgang til. Det skal bemærkes, at notatet er skrevet for 10 år siden og umiddelbart før, kravet om testning af mineralsk affald blev fjernet fra Deponeringsbekendtgørelsen. Et eksempel på konkret anvendelse af resultaterne af den pH-statistiske udvaskningstest kan findes i Hjelmar og Hansen (2005).

TABEL 8. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Hansen, J.B. & Hjelmar, O (2011): Deponering af affald. Prøvetagning og testning. Teknisk notat til Miljøstyrelsen. DHI.
Hjelmar, O. & Hansen, J. B. (2005): Sustainable landfill: The role of final storage quality. In Proceedings of 10th International Waste Management and Landfill Symposium, October 3-7 2005, Cagliari, Sardinia, Italy.
Relevante kontakter
Ingen forslag

1.4.4 Hvordan kan innovativ indretning/design af deponeringsenheder understøtte specifikke deponeringsstrategier for specifikke affaldstyper, energibesparelser, acceleration af stofudvaskning og minimering/forhindring af badekarseffekter?

Mange af de udviklings- og demonstrationsprojekter, som findes beskrevet i litteraturen, er rettet mod optimering af biologisk omsætning (herunder gasproduktion) og stabilisering af affald, som ofte betegnes som municipal solid waste (MSW), og som har et langt højere indhold af organisk, biologisk nedbrydeligt affald, end selv blandet affald i Danmark. Der er færre eksempler på innovative tiltag, som understøtter udvaskningsbaserede deponeringsstrategier. Nogle af disse er tidligere nævnt under punkt 1.3. Som foreslået i bl.a. Miljøstyrelsen (2012), Hjelmar & Rosendal (2021) og Grossule & Stegmann (2020) kunne der spares pumpeenergi, hvis et deponeringsanlæg blev anbragt helt over terræn (en "skibakke"), så perkolatet kunne opsamles ved gravitation og eventuelt forbehandles passivt på stedet (Miljøstyrelsen, 2012). Dette ville samtidig kunne eliminere risikoen for en badekarseffekt, når efterbehandlingen ophører.

Infiltrationen af nedbør, som jo har stor betydning for gennemførelsen af en udvaskningsstrategi, kan forsøges styret gennem udformningen af tildækningen (midlertidig eller permanent), se for eksempel Cossu & Garbo (2019) og Miljøstyrelsen (2018). Også her er meget af standardlitteraturen om overdækning/toplag præget af bestræbelser på at forhindre eller reducere infiltration af nedbør, hvilket ikke harmonerer med de danske udvaskningsbaserede deponeringsstrategier. Det vil være interessant at få belyst mulighederne for at accelerere stofudvaskningen fra en deponeringsenhed domineret af mineralsk affald gennem recirkulering af perkolat. Knox et al. (2019) og Beaven & Knox (2019) giver et godt overblik recirkuleringsteknologien, og der er i regi af DepoNet udarbejdet to rapporter om recirkulering af perkolat, som især er rettet mod danske forhold og danske behov (Knox et al. 2018, Hjelmar & Knox 2019). Et af

de umiddelbare formål med recirkulering af perkolat er jo at øge opfugtningen af affaldet. Her kan det nævnes, at Henrik Rolsted fra Reno Djurs har udviklet en teknik, hvor affaldet (blandet affald eller shredderaffald) gennemvædes, inden det placeres i deponeringsenheden med recirkulering af perkolatet. Henrik vurderer, at gennemvædningen reducerer den vand- eller perkolatmængde, som efterfølgende skal tilsættes for at opfylde feltkapaciteten af affaldet. Der er ikke egentlig evidens for effekten, men Henrik mener, at det vil være forholdsvis let at undersøge. Det skal hermed foreslås, at man – f.eks. i forbindelse med den nedenfor foreslåede undersøgelse af recirkuleringens indflydelse på stofudvaskningen – også undersøger effekten af gennemvædning af affald, inden det placeres i en deponeringsenhed. Det forudsætter naturligvis, at deponeringsstrategien er baseret på den bedst/hurtigst mulige stofudvaskning.

Recirkulering af perkolat er primært blevet anvendt med henblik på at øge gasproduktionen eller reducere/forsinke/udjævne perkolatproduktionen på deponeringsenheder, og der er derfor ikke i væsentligt omfang blevet foretaget undersøgelser eller optimering af den effekt, som recirkuleringen kan have på stofudvaskningen fra det deponerede affald. Det må umiddelbart forventes, at recirkulering af perkolat vil kunne fremme stofudvaskningen. Det vil derfor absolut være hensigtsmæssigt at gennemføre nogle kontrollerede undersøgelser af, hvorledes recirkulering af perkolat kan indrettes, styres og optimeres, således at man kan accelerere stofudvaskningen fra affaldet. Hvis man kun recirkulerer perkolat til den celle, hvorfra det er opsamlet, opnår man jo ikke en egentlig forøgelse af L/S, men man opnår muligvis en bedre ligevægt mellem stof i affaldet og stof i perkolatet ved den L/S-værdi, som beregnes ud fra den perkolatstrøm, som bortledes fra systemet (det vil altid være nødvendigt at "bløde" en vis mængde af perkolatet). Recirkulering af perkolat kan naturligvis kun lade sig gøre ved deponeringsenheder, som er udstyret med bundmembran og perkolatsamlingsystem.

I Miljøstyrelsen (2015) og Hjelmar & Rosendal (2021) er der givet forslag til en procedure, som i forbindelse med afslutningen af efterbehandlingen i nogen grad kan reducere de negative følger af en "badekarseffekt". Men det vil være mest hensigtsmæssigt, hvis man gennem innovative designtiltag helt kan undgå denne tilstand. Som refereret i Hjelmar & Rosendal (2021) er der i Johannesen et al. (1993) givet et forslag til, hvordan man ved allerede i anlægsfasen at indbygge en faskine i siden af deponeringsenheden måske vil kunne sikre, at perkolatet ikke stiger så højt, at det gør affaldet ustabil og/eller løber over kanten af membranen. Det kan sikkert gøres lige så godt eller bedre på andre måder. Der bør ske en udvikling og afprøvning af innovative tiltag på dette område.

Hvis man har en deponeringsenhed med et robust membransystem, som både i bunden og på siderne er tæt og kan modstå et betydeligt tryk, kunne man som en alternativ driftsform i princippet periodevis forøge udvaskningen op til et vist højdeniveau ved at lade perkolatet akkumulere og skabe mættede forhold i en del af affaldet, og derefter igen sænke niveauet ved bortpumpning af størstedelen af perkolatet. Herved kunne stofudvaskningen, i hvert fald i en del af affaldet, måske accelereres. Fremgangsmåden har været foreslået, men så vidt vides med en enkelt undtagelse sjældent (med vilje) afprøvet. Se Beaven (2014) om "fill and draw".

TABEL 9. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.
Miljøstyrelsen (2015a): Afslutning af efterbehandlingen på deponeringsanlæg, Miljøprojekt nr. 1726, Miljøministeriet.
Cossu & Garbo (2019): Landfill covers: Principles and design. Chapter 11.1 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.
Miljøstyrelsen (2012): Ideer til fremtidens affaldsdeponering. Miljøprojekt nr. 1412, Miljøministeriet.
Knox, K., Beaven, R.P., Cossu, R. (2019): Leachate recirculation: History, objectives, and conceptual design. Chapter 12.1 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.
Beaven, R.P. & Knox, K. (2019): Leachate recirculation: Design, operation and control. Chapter 12,2 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.
Miljøstyrelsen (2018a): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 – Kildestyrke. Konceptuelle modeller. Miljøprojekt nr. 2057/December 2018.
Knox, K., Hjelmar, O., Beaven, R., Rosendal, R.M. (2018): Recirkulering af perkolat: Vidensopsamling. DepoNet.
Hjelmar, O. & Knox, K. (2019): Recirkulering af perkolat: Planlægning og opfølgning af recirkuleringsprojekter. DepoNet.
Johannesen, L.M., Hjelmar, O., Riemer, J. (1993): A new approach to landfilling of waste in Denmark. In: Proceedings of the IVth International Landfill Symposium, S. Margaritha di Pula, Sardinia, Italy, 11 – 15 October, 1993.
Beaven, R. (2014): Strategies for removing the non-degradable pollution load from landfills – insights from the laboratory, field scale trials and modelling. Presented to DepoNet, 11 April 2014.
Grossule, V. & Stegmann, R. (2020): Problems in traditional landfilling and proposals for solutions based on sustainability. Detritus, Vol. 12 - 2020 / pp 78-91.
Relevante kontakter
Richard Beaven (University of Southampton)

1.4.5 Kan nogle affaldsfraktioner med fordel shreds, så monolitiske elementer elimineres for at sikre størst mulig homogenitet og permeabilitet, før det deponeres?

Som det fremgår af Kapitel 3 i Miljøstyrelsen (2018) og af utallige observationer på deponeringsanlæg, vil vandgennemstrømningen ofte i deponeringsenheder med heterogent affald være præferentiel og ujævn. Hvis man tilstræber en jævn gennemstrømning af affald, som er meget heterogent og/eller består af større, eventuelt monolitiske stykker, vil det sandsynligvis være formålstjenligt at shredde det forud for deponeringen. Shredningen bør sammen med den efterfølgende kompakteringen tilpasses således, at man opnår en passende hydraulisk ledningsevne, se for eksempel Rowe & VanGulck (2011). Udover en mere ensartet gennemstrømning vil man også kunne opnå en hurtigere udvaskning fra affald, som i udgangspunktet var monolitisk. Hvis man i deponeringsstrategien har indregnet en hastighedsreducerende effekt af udvaskningen fra monolitiske dele af affaldet, må der for eksempel gennem sortering

forud for shreddningen tages hensyn hertil. Selve shreddningsprocessen er for eksempel beskrevet af Bilitewski (2011). Flow i deponeret affald er bl.a. diskuteret af Beaven (2014) og Beaven et al. (2005).

TABEL 10. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Miljøstyrelsen (2018a): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 – Kildestyrke. Konceptuelle modeller. Miljøprojekt nr. 2057/December 2018.
Rowe, R.K. & VanGulck, J.F. (2011): Landfilling: Geotechnology. Chapter 10.4 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
Bilitewski, B. (2011): Mechanical treatment: Unit processes. Chapter 7.1 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
Beaven, R. (2014): Strategies for removing the non-degradable pollution load from landfills – insights from the laboratory, field scale trials and modelling. Presented to DepoNet, 11 April 2014.
Beaven, R.P., Woodman, N., Barker, J.A. (2005): End-member flushing models for “saturated” waste. In Proceedings of 10th International Waste Management and Landfill Symposium, October 3-7 2005, Cagliari, Sardinia, Italy.
Relevante kontakter
Richard Beaven (University of Southampton), Timo Heimovaara (TU Delft), Heijo Scharff (NV Afvalzorg Holding)

1.4.6 Vil det være hensigtsmæssigt at kræve, at alle resultater af grundlæggende karakterisering i Danmark afrapporteres i et ensartet format i overensstemmelse med de rapporteringskrav, som angives i de respektive CEN-standarder?

Der er flere gode grunde til at kræve, at alle resultater af grundlæggende karakteriseringstestning i Danmark afrapporteres i et ensartet format i overensstemmelse med de rapporteringskrav, som angives i de CEN-standarder, som skal anvendes i forbindelse med karakteriseringstestning. For det første har det vist sig, at de færreste analyselaboratorier, trods akkreditering, leverer testrapporter for karakteriseringstestene, som er i overensstemmelse med de krav til rapportering, som kræves i teststandarderne. I nogle tilfælde har rapporteringen været så ringe og/eller fejlbehæftet, at det var meget svært at finde ud af, hvad de angivne resultater egentlig betød. For det andet vil det, når et ensartet system er på plads, være nemt at overskue resultaterne, uanset hvilket laboratorium, de kommer fra. Endelig vil et krav om udfyldning af helt ens skabeloner fra alle laboratorier gøre det meget let at overføre data til en central database for karakteriseringsdata for affald.

Et sådant system, som også indeholdt skabeloner til rapportering af EN 14405 (kolonneudvaskningstest) og EN 14997 (pH-statisk udvaskningstest) samt EN 12457-X (batchudvaskningstest), blev foreslået i et teknisk notat til Miljøstyrelsen af Hansen & Hjelm (2011). Det vil fortsat være en god ide at gennemføre dette forslag og at oprette en central database til opsamling af karakteriseringsdata, således at myndigheder og andre efter behov har mulighed for at hente erfaringstal for stofindhold og stofudvaskning, som kan være relevante både for klassificering, nyttiggørelse og deponering.

TABEL 11. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Hansen, J.B. & Hjelmar, O (2011): Deponering af affald. Prøvetagning og testning. Teknisk notat til Miljøstyrelsen. DHI.
Relevante kontakter
Jette Bjerre Hansen (Norrecco A/S)

1.4.7 Skal der i fremtiden foretages en vurdering af kompatibilitet af en given affaldstype med andre affaldstyper mht. stofudvaskning (indplacering på positivlister – er der fraktioner, som absolut ikke bør blandes)?

En vurdering af en affaldstypes kompatibilitet med andre affaldstyper med hensyn til stofudvaskning – men også med hensyn indhold af stoffer, der er stærkt skadelige i sig selv, eller når de blandes med andre affaldstyper, vil absolut være en nødvendighed, når affaldstypen skal indplaceres på en positivliste for en deponeringsenhed. Forskellige aspekter af kompatibilitet er allerede diskuteret i det foregående, specielt i afsnittene 1.1.1, 1.1.3 og 1.4.1. Som vist allerede nævnt, er inddelingen af deponeringsenheder i enheder for inert affald, for mineralsk affald og for blandet affald med tilhørende modtagekriterier (eller mangel på samme) et udtryk for en vurdering af de tre (ret brede) affaldstypers kompatibilitet med hensyn til stofudvaskning (og biologisk omsætning). Som et eksempel på fraktioner, som absolut ikke må blandes, kan nævnes gips eller andet sulfatholdigt affald og biologisk nedbrydeligt affald (i forhold til dagens praksis, blandet affald). Ved kontakt med forbindelse med biologisk aktivt affald eller perkolat herfra vil sulfat, herunder gips (kalciumsulfat), blive reduceret og omdannet til svovlbrinte (hydrogensulfid), som er en særdeles ildelugtende og meget giftig gas, der desuden opløst i vand/perkolat som sulfid er stærkt korroderende overfor cementrør (der dannes svovlsyre på indersiden af rørene over vandoverfladen). Det er derfor Deponeringsbekendtgørelsen kun tillader deponering af gipsaffald i deponeringsanlæg for mineralsk affald, hvor udvaskningen af DOC fra affaldet ikke må overstige 380 mg/kg ved L/S = 2 l/kg. Hjelmar (1981) har beskrevet et tilfælde, hvor husholdningsaffald blev placeret sammen med slagger og flyveaske fra affaldsforbrænding og gav anledning til længere tids nedlukning af pladsen. Det beskrives også, hvorledes problemet blev afhjulpet. Inden for de seneste år har der på flere danske deponeringsanlæg været konstateret problemer med dannelse af svovlbrinte. Et sted skyldtes det, at perkolatet pga. pumpenedbrud eller tilstopning i en periode ikke kunne fjernes, så det fra drænsystemet steg op i det blandede affald, som bl.a. indeholdt en del gipsaffald. Der blev dannet så meget svovlbrinte, at det på et tidspunkt blev nødvendigt kortvarigt at evakuere et nærliggende gymnasium.

Der forestår et betydeligt, systematisk arbejde med at identificere forskellige affaldstyper i forhold til forskellige udvaskningsstrategier og positivlister, baseret på indhold og udvaskning af potentielt kritiske stoffer.

TABEL 12. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Hjelmar, O. (1981): Co-Disposal of Incineration Waste and Household Waste at a Controlled Landfill Site. Generation and Treatment of Sulfide-containing Leachate. In: EAS-ISWA '81, Documentation. ISWA-Symposium on Sanitary Landfills, Munich, June, 1981.
Relevante kontakter
Ingen forslag

1.5 Alternativer og differentiering

1.5.1 Findes der andre relevante og mere bæredygtige alternativer til den nuværende udvaskningsstrategi?

Rammebetingelserne for forskellige deponeringsstrategier kan jo ændre sig som følge af klimænderinger, klimapolitik og tiltagende begrænsning af råstoffer, og det kan derfor være svært at afgøre, hvilke strategi-alternativer, der vil være mest bæredygtige i fremtiden. Deponeringsstrategier er eksempelvis diskuteret i Kapitel 4 i Hjelmar & Rosendal (2021), hvor de udvaskningsbaserede deponeringsstrategier er opdelt i 4 hovedtyper: Indkapsling, Opsamling og behandling (af perkolat), Kontrolleret udsivning og Ukontrolleret udsivning. Indkapsling er ikke i sig selv bæredygtig, da det blot udsætter eventuelle miljøproblemer til et senere tidspunkt, men langt større for-sortering end den nuværende, kombineret med yderligere sortering og behandling i en form for fabriks- eller lagerhal (midlertidig indkapsling) med henblik på at størstedelen af affaldet skal tilbageføres til den cirkulære økonomi, kunne betydeligt reducere mængden af affald, som skal deponeres. Det må forudses, at for at dette vil kunne få et omfang, som er signifikant, vil det være nødvendigt at stille krav til eller lave aftaler med producenter af næsten alle typer af produkter med hensyn til holdbarhed, materialevalg (undgå kompositmaterialer), holdbarhed, standardisering, reparationsmuligheder, osv. Men det kan vel næppe kaldes deponeringsstrategi, snarere en strategi for produkt- og affaldshåndtering.

En af de rammebetingelser, som kan få betydning for de mulige deponeringsstrategier er implementeringen af Vandrammedirektivet. Hvis dette medfører, at kvalitetskravene til grundvand og overfladevand bliver så lave, at der ikke er plads til attenuering og fortynding af udsivende perkolat selv efter lang tids efterbehandling, kan det blive nødvendigt at opgradere perkolatrensningen lokalt eller centralt og eventuelt indrette den på at skulle fungere på længere sigt. Det virker ikke nødvendigvis bæredygtigt. Alternativt eller parallelt kan affaldet måske forbehandles mere gennemgribende, så potentialet for udvaskning falder signifikant.

I de foregående afsnit er der flere steder omtalt eller påpeget behov for innovativ indretning af deponeringsenheder baseret på stofudvaskningsstrategier, men der er ikke fundet relevant litteratur om mere bæredygtige alternativer til den nuværende udvaskningsstrategi. Der kan dog måske hentes inspiration hos for eksempel Grossule & Stegmann (2020), Beaven (2014), Scharff et al. (2011), Miljøstyrelsen (2012), Hjelmar (1996) og Hjelmar & Rosendal (2021).

Der eksisterer forskellige opfattelser af, hvornår en deponeringsenhed har opnået "final storage quality" (den tilstand, hvor deponiet ikke længere udgør nogen risiko for det omgivende miljø), således at efterbehandlingen kan afsluttes (se f.eks. Scharff et al. (2011) eller Scharff et al. (2013)). Ud fra ønsket om at kunne anvende det landområde, som deponiet optager, og undgå meget lange efterbehandlingstider, har bl.a. Morris & Barlaz (2011) foreslået at anvende begrebet "functional stability" i stedet for "final storage quality", for tilstanden, hvor den egentlige efterbehandling kan ophøre og erstattes af en slags vedligeholdelse, "custodial care". Barlaz et al. (2002) diskuterer forskellige faktorer, der kan have indflydelse på længden af efterbehandlingstiden for affaldsdeponeringsanlæg, og Laner et al. (2012) giver en oversigt over forskellige tilgange til langtidshåndtering af deponeringsanlæg i en række forskellige lande.

Det skal nævnes, at det implicit er antaget, at den overordnede danske (og europæiske) miljøpolitik medfører, at man vil søge at minimere indholdet af organisk, bionedbrydeligt affald i fremtidens (og nutidens) deponeringsenheder. Der er derfor ikke inkluderet nogen omtale af såkaldte "bioreaktor-deponier", hvor man forsøger at optimere betingelserne for biologisk nedbrydning og stabilisering af organisk affald. Man kan bl.a. finde denne type deponeringsanlæg omtalt af Reinhart et al. (2002), men artiklen er skrevet af amerikanere, som ikke var omfattet af de samme restriktioner/bestrebelse på ikke at deponere bionedbrydeligt affald, som vi har og er i Europa. Grossule et al. (2018) har derimod givet en tidssvarende oversigt og analyse af forskellige typer bioreaktor-deponier, som beskriver fordele og ulemper, og hvor bioreaktor-

deponiernes eventuelle rolle i sammenhæng med bæredygtig deponering vurderes og diskuteres. Artiklen har desuden en meget omfattende referenceliste.

TABEL 13. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.
Grossule, V. & Stegmann, R. (2020): Problems in traditional landfilling and proposals for solutions based on sustainability. <i>Detritus</i> , Vol. 12 – 2020, pp. 78-91.
Scharff, H., van Zomeren, A., van der Sloot, H.A. (2011): Landfill sustainability and after-care completion criteria. <i>Waste Management & Research</i> , 2011, 29 (1), 30-40.
Hjelmar, O. (1996): Disposal strategies for municipal solid waste incinerator residues, <i>Journal of Hazardous Materials</i> 47 (1996), pp. 345-368.
Beaven, R. (2014): Strategies for removing the non-degradable pollution load from landfills – insights from the laboratory, field scale trials and modelling. Presented to DepoNet, 11 April 2014.
Miljøstyrelsen (2012): Ideer til fremtidens affaldsdeponering. Miljøprojekt nr. 1412, Miljøministeriet.
Reinhart, D.R., McCreanor, P.T., Townsend, T. (2002): The bioreactor landfill: its status and future. <i>Waste Management & Research</i> , 2002 Apr. 20 (2), pp. 172-186.
Grossule, V., Morello, L., Cossu, R., Lavagnolo, M.C. (2018): Bioreactor Landfills: Comparison and kinetics of the different systems. <i>Detritus</i> Vol 03 – 2018, pp. 100-113.
Scharff, H., Crest, M., Laner, D., Greedy, D., Kallassy, M., Milke, M. (2013): ISWA Key issue paper on landfill aftercare. ISWA – the International Solid Waste Association.
Morris, J.W.F. & Barlaz, M.A. (2011): A performance-based system for the long-term management of municipal waste landfills, <i>Waste Management</i> , 31, pp. 649-662.
Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Kjeldsen, P., Gabr, M.A., Borden, R.C. (2002): Critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills. <i>Environmental Science & Technology</i> , Vol. 36, No. 16, 2002, pp. 3457-3464.
Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J.W.F., Barlaz, M.A. (2012): A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. <i>Waste Management</i> 32 (2012), pp. 498-512.
Relevante kontakter
Heijo Scharff (NV Avfalzorg Holding), Richard Beaven (University of Southampton), Valentina Grossule/Raffael Cossu (begge University of Padova), Laner (Universität Kassel), Peter Kjeldsen (DTU Miljø)

1.5.2 Skal udvaskningsstrategien i fremtiden differentieres mellem affaldsfraktioner?

Uanset om det vil være muligt at udnytte attenuering og fortynding i jord, grundvand og overfladevand i et omfang, som svarer nogenlunde til det nuværende eller ej, så behøver det ikke at påvirke udvaskningsstrategien med hensyn til kildestyrken. Alt andet lige vil forskellen ligge i, hvordan perkolatet skal håndteres, når udviklingen i sammensætningen når det niveau, som under eksisterende forudsætninger ville betyde, at efterbehandlingen kan afsluttes.

Man kan sige, at den nuværende udvaskningsstrategi er den samme for enheder for henholdsvis inert, mineralsk, blandet og i nogle tilfælde også farligt affald (f.eks. når der er tale om monodeponier for shredderaffald), nemlig at afvente, at kildestyrken falder til et niveau, som vil kunne accepteres i omgivelserne og efterbehandlingen kan afbrydes. Det vil formentlig være

hensigtsmæssigt at anvende differentierede udvaskningsstrategier for forskellige affaldstyper, svarende til de forskellige positivlister, som blev diskuteret i afsnittene 1.4.1, 1.4.2 og 1.4.3. Det vil sige, at affald, som på grundlag af udvaskningsegenskaberne forventes at kunne nå til afslutningen af efterbehandlingsperioden relativt hurtigt, ikke bør placeres i samme enhed som affald, hvor det på grundlag af udvaskningsegenskaberne må forventes at tage betydeligt længere tid at opfylde betingelserne for afslutning af efterbehandlingen. Hvis enheder med flere forventet forskellige efterbehandlingstider findes på samme deponeringsanlæg, bør hensyn til dette indgå i overvejelser omkring den indbyrdes placering af deponeringsenhederne.

Både Grossule & Stegmann (2020), Scharff et al. (2011), Hjelmar (1996) og Hjelmar & Rosendal (2021) diskuterer forskellige aspekter af betydning for den ovennævnte problemstilling. Det samme gør Mathlener et al. (2006).

TABEL 14. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Grossule, V. & Stegmann, R. (2020): Problems in traditional landfilling and proposals for solutions based on sustainability. <i>Detritus</i> , Vol. 12 – 2020, pp. 78-91.
Scharff, H., van Zomeren, A., van der Sloot, H.A. (2011): Landfill sustainability and after-care completion criteria. <i>Waste Management & Research</i> , 2011, 29 (1), 30-40.
Hjelmar, O. (1996): Disposal strategies for municipal solid waste incinerator residues, <i>Journal of Hazardous Materials</i> 47 (1996), pp. 345-368.
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.
Mathlener, R.A., Heimovaara, T., Oonk, H., Luning, L., van der Sloot, H.A., van Zomeren, A. (2006): Opening the black box. Process-based design criteria to eliminate aftercare of landfills. Dutch Sustainable Landfill Foundation. The Netherlands. ISBN-10: 90-73573-30-0/ISBN-13: 978-90-73573-30-7.
Relevante kontakter
Valentina Grossule (University of Padova), Rainer Stegmann (TUHH), Heijo Scharff (NV Afvalzorg Holding)

2. Reduktion af efterbehandlingsperioden

2.1 Konsekvensanalyse af nye efterbehandlingsperioder fra Risikovurderingsprojektet

2.1.1 Hvilke affaldsfraktioner og stoffer kan ved hjælp af Risikovurderingsprojektet udpeges som problematiske?

Risikovurderingsprojektet (Miljøstyrelsen 2018a, 2018b, 2019a, 2019b), kan i princippet anvendes til at undersøge, hvilke stoffer og affaldstyper, som kan forventes at være problematiske. I denne sammenhæng vælges det at definere "problematiske" som stoffer og affaldstyper, der medfører forholdsvis lange efterbehandlingsperioder.

Under de eksisterende forhold mht. kildestyrkegrundlag og vandkvalitetskrav i grundvand og overfladevand, vil man kunne for nogle typer af (eksisterende) deponeringsanlæg og deponeringsenheder kunne få et første indtryk af nogle af de stoffer, som er længst tid om at nå det niveau, hvor efterbehandlingen kan afsluttes, ud fra resultaterne af de eksempelberegninger, som COWI har gennemført for deponeringsanlæggene ved Glatved Strand, Skårup og Grindsted (disse rapporter er dog endnu ikke publiceret). Det skal dog nævnes, at der blandt andet har været visse problemer med at få fastlagt vandkvalitetskravene ved POC.

Eksemplerne i Risikovurderingsprojektet er anvendt på eksisterende deponeringsenheder, hvor man til en vis grad kan tage udgangspunkt i lokale monitoringsdata for perkolatet. I den aktuelle sammenhæng er der jo tale om fremtidige deponeringsenheder, hvor perkolatsammensætningen og -udviklingen tilstræbes at være anderledes end tidligere. Som inputdata til Kildestyrkemodellen vil det derfor være nødvendigt at anvende (nye) C_0 -værdier og κ -værdier, der er estimeret ud fra karakteriseringstests (specielt kolonneudvaskningstests EN 14405 med opsamling af alle 7 eluatfraktioner) eller lysimetertests udført på relevante enkelte affaldsfraktioner eller relevante blandinger af kompatible affaldsfraktioner, jfr. afsnit 1.4.2. Forholdet mellem de maksimale koncentrationer fundet for hvert af de undersøgte stoffer (C_0) og vandkvalitetskravet ved POC vil så være et estimat på den attenuering, som vi være nødvendig for at overholde kravet ved POC (husk at vandbalancerne også indgår i en konkret beregning af faktiske attenuering), eller den rensningsgrad, som vil være nødvendig for at perkolatet matcher vandkvalitetskravet. Tilsvarende kan man ved hjælp af det simple værktøj, som er beskrevet i afsnit 5.2.3 i Hjelmar & Rosendal (2021) for tænkte eller konkrete deponeringsscenarier anvende de fundne værdier af C_0 og κ til at estimere, hvor lang tid det vil tage for kildestyrkekoncentrationen at nå niveauerne vandkvalitetskravene for de undersøgte stoffer i de relevante receptorer. Store attenueringsbehov og/eller lange udvaskningsbehov for at nå et koncentrationsniveau svarende til vandkvalitetskravet vil for et givet stof indikere, at det kan være problematisk i forhold til en udvaskningsbaseret deponeringsstrategi.

David Laner (Østrig) har i sin PhD-afhandling fra 2011 udviklet en metode til vurdering af risikoen fra ned-lukkede lossepladser, herunder en modellering af efterbehandlings varighed. Den udviklede evalueringsmetode er baseret på karakterisering af det deponerede affalds fremtidige stofudvaskning, den langsigtede funktionalitet af tekniske barrierer, transporten af de frigivne forurenende stoffer i deponeringsanlæggets omgivende miljø og følsomheden og betydningen af de pågældende beskyttede receptorer. Disse aspekter er beskrevet af sammenkoblede modeller og anvendt til beregning af udledningskriterier for afslutning af efterbe-

handlingen. Ved hjælp af den udviklede metode blev sådanne udledningskriterier og de tilhørende efterbehandlingsperioder fastlagt for tre lukkede lossepladser. Den forventede efterbehandlingsperiode for en tidligere losseplads for husholdningsaffald med en deponeret mængde affald på mere end 1 million tons blev bestemt til at ligge i intervallet et par hundrede år. For et mindre husholdningsaffaldsdeponi (150.000 tons) på et sted med høj nedbør (ca. 2000 mm/a) viste vurderingen, at en miljøvenlig deponeringstilstand (uden efterbehandling) kan opnås inden for få årtier med intensiv vandinfiltration. Et muligt ophør af efterbehandling inden for få år blev fastlagt for det tredje sted, en losseplads med 400.000 tons deponeret byggeaffald, på grund af det deponerede affalds lave emissionspotentialer, de tørre terrænforhold og det høje fortyndingspotential i grundvandet. Det blev konkluderet, at der var behov for yderligere overvågning af disse lossepladser for at verificere de underliggende modeller og antagelser. Samlet set understreger resultaterne fra casestudierne betydningen af stedspecifikke faktorer i vurderingen af deponeringsanlæggenes påvirkning af det omgivne miljø. Vurderingsmetoden gør det muligt at koble varigheden og intensiteten af deponeringshåndteringen direkte til de tilknyttede miljørisici, hvilket er et væsentligt grundlag for at udvikle omkostningseffektive langsigtede nedlukningsstrategier for deponeringsanlæg.

TABEL 15. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Miljøstyrelsen (2018a): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 – Kildestyrke. Konceptuelle modeller. Miljøprojekt nr. 2057/December 2018.
Miljøstyrelsen (2018b): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 - Kildestyrke. Opbygning af kildestyrkemodel. Miljøprojekt nr. 2058/December 2018.
Miljøstyrelsen (2019a): Transport of contaminants released from landfills – a part of a risk assessment tool. Miljøprojekt nr. 2080/April 2019.
Miljøstyrelsen (2019b) Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 2 – Stoftransport i jord og grundvand. Retningslinjer for opstilling af numerisk model. Miljøprojekt nr. 2117/December 2019.
Miljøstyrelsen (2019c): Methodology for risk assessment of stream water contamination by landfills. Mixing of landfill leachate plumes in streams. Miljøprojekt nr. 2118/December 2019.
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.
Laner, D (2011): Understanding and evaluating long-term environmental risks from landfills, Dissertation, Technische Universität Wien.
Relevante kontakter
David Laner (Universität Kassel), Tage Vikjær Bote (COWI)

2.1.2 Kan Kildestyrkemodellen anvendes til at bestemme den nødvendige efterbehandlingstid for en given affaldstype eller grupper af affaldstyper?

Hvis man for en planlagt deponeringsenhed anvender både kildestyrkemodellen (Miljøstyrelsen (2018a, 2018b)) og stoftransportmodellen (GrundRisk Landfill eller en numerisk stoftransportmodel, Miljøstyrelsen (2019a, 2019b)) til at beskrive koncentrationsniveauet af et givet stof ved POC som funktion af tiden med henblik på at estimere den nødvendige varighed af efterbehandlingstiden, vil det sandsynligvis være nødvendigt at anvende en slags "trial and error"-metodik. Fortynding i vandløb er bl.a. beskrevet i Miljøstyrelsen (2019c).

Hvis det antages, at alt perkolat opsamles og fjernes/behandles/bortskaffes indtil det tidspunkt, hvor efterbehandlingen kan afsluttes, igangsættes kildestyrkemodellen fra det tidspunkt, hvor

affaldsdeponeringen påbegyndes, fortsættes gennem driftsperioden og efterbehandlingsperioden. På et givet tidspunkt inde i efterbehandlingsperioden vælger man modelmæssigt at afprøve, om efterbehandlingen kan afsluttes. I stedet for at fjerne perkolatet antages det nu, at det udledes til omgivelserne og stoftransportmodellen igangsættes med input fra kildestyrkemodellen på det punkt, hvortil denne er nået (udledt perkolatmængde (oftest konstant) og koncentrationsniveau for hvert af de modellerede stoffer), og modelleringen fortsættes indtil koncentrationen ved POC har toppet for alle stofferne. Hvis alle toppe overholder de respektive vandkvalitetskrav, kan efterbehandlingen stoppes på det tidspunkt, hvor den modelmæssigt blev standset og udledningen til omgivelserne blev påbegyndt. Hvis toppene ved POC for nogle af stofferne overskrider vandkvalitetskriterierne, må beregningen gentages med start på udledningen af perkolat på et senere tidspunkt, og hvis det heller ikke resulterer i overholdelse af vandkvalitetskravene for alle stofferne, må proceduren atter gentages, osv. Man kan eventuelt benytte Kildestyrkemodellen til at afprøve forskellige design- og driftsformer som f.eks. geometri, opfyldningshastighed, infiltration af nedbør gennem toplag, recirkulering af perkolat, mv. Hvis der er tale om en konkret beliggenhed af en deponeringsenhed, kan man forsøge at skaffe så mange stedspecifikke oplysninger som muligt. Tilsvarende bør der foreligge pålidelige karakteriseringsdata for de affaldstyper, som forventes deponeret (den største udfordring ved gennemførelsen af Risikoprojektet var manglen på pålidelige inddata, både vedrørende kildestyrke og stoftransport). Det bemærkes, at der ved den ovenfor beskrevne fremgangsmåde ikke er taget hensyn til en eventuel badekarseffekt i forbindelse med afslutningen af efterbehandlingen – men fremtidens deponeringsanlæg bør vel også være designet til at undgå badekarseffekter (se eventuelt Hjelmar & Rosendal (2021) og Johannesen et al. (1993), som også er omtalt i afsnit 1.4.4).

TABEL 16. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Miljøstyrelsen (2018a): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 – Kildestyrke. Konceptuelle modeller. Miljøprojekt nr. 2057/December 2018.
Miljøstyrelsen (2018b): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 - Kildestyrke. Opbygning af kildestyrkemodel. Miljøprojekt nr. 2058/December 2018.
Miljøstyrelsen (2019a): Transport of contaminants released from landfills – a part of a risk assessment tool. Miljøprojekt nr. 2080/April 2019.
Miljøstyrelsen (2019b) Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 2 – Stoftransport i jord og grundvand. Retningslinjer for opstilling af numerisk model. Miljøprojekt nr. 2117/December 2019.
Miljøstyrelsen (2019c): Methodology for risk assessment of stream water contamination by landfills. Mixing of landfill leachate plumes in streams. Miljøprojekt nr. 2118/December 2019.
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.
Johannesen, L.M., Hjelmar, O., Riemer, J. (1993): A new approach to landfilling of waste in Denmark. In: Proceedings of the IVth International Landfill Symposium, S. Margaritha di Pula, Sardinia, Italy, 11 – 15 October, 1993.
Relevante kontakter
Ingen forslag

2.2 Udarbejdelse af konkrete initiativer, som reducerer efterbehandlingstiden i højst mulig grad

2.2.1 Er der behov for og findes der eksisterende tekniske muligheder for forbehandling af affaldstyper for at fjerne uønskede egenskaber (f.eks. stoffer, som vides at forlænge efterbehandlingen)?

Det er forfatterens holdning, at såfremt affaldsfraktioner, som fortsat skal deponeres eller bør/ønskes deponeret, har egenskaber, som i den sammenhæng er uønskede, bør mulighederne for at fjerne eller ændre disse egenskaber gennem forbehandling undersøges. Forbehandlingen f.eks. kan være rettet mod fysiske egenskaber, som kan hindre en ønsket jævn gennemstrømning af affaldet – et eksempel kan være store stykker plast (f.eks. landbrugsplast), som hvis det ikke kan fjernes til nyttiggørelse, kan shreddes (se f.eks. Bilitewski, 2011) forud for deponering. Her kunne det måske samtidig være relevant at undersøge, om der kan udvaskes tilsætningsstoffer i form af organiske mikroforureningsstoffer fra plasten i kritiske mængder – hvis dette er tilfældet, er deponering måske den rette disponeringsform. Et andet eksempel er fjernelse af store indhold af umiddelbart opløselige salte, herunder kalciumklorid, fra restprodukter fra forbrænding af affald eller biomasse gennem vask (se f.eks. Hjelmars (2013)) eller vask og efterfølgende stabilisering (se f.eks. Hjelmars et al. (2001) og Lundtorp et al. (2001)). Det er ikke sikkert, at saltene direkte forlænger efterbehandlingen, men de kan forstyrre driften af en deponeringsenhed (tilstopning pga. karbonatisering), give anledning til mekanisk ustabilitet af det deponerede affald og vanskeliggøre håndteringen af perkolatet. Nogle forholdsvis konkrete eksempler på forbehandling af affald med henblik på efterfølgende deponering kan ses i Hjelmars et al. (2009).

Forbehandling af affald er allerede behandlet i afsnit 1.1.2, som der skal henvises til. Størstedelen af de praktiske eksempler på forbehandling af affald til deponering og forskningen på området har, når der ses bort fra restprodukter fra affaldsforbrænding, som er omtalt ovenfor og i afsnit 1.1.2, hidtil været fokuseret på dagrenovation/husholdningsaffald (MSW), og der findes megen litteratur om såkaldt mekanisk-biologisk forbehandling af dette (se f.eks. Stegmann, 2019, Cossu & Lai, 2019).

I nogle tilfælde kan fjernelse af uønskede egenskaber fra en affaldsfraktion eventuelt føre til, at fraktionen kan genanvendes eller nyttiggøres og dermed alligevel ikke skal deponeres.

Første skridt med hensyn til undersøgelse af behov for konkrete forbehandlingsmetoder vil være at fastlægge en eller flere deponeringsstrategier for nogle potentielt relevante affaldstyper. Derefter vil der uden tvivl for nogle af affaldstyperne blive behov for at identificere og udvikle/afprøve egnede forbehandlingsmetoder, som kan sikre kompatibilitet med den eller de valgte deponeringsstrategi(er).

TABEL 17. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur (se også 1.1.2)

Hjelmars, O. (2007/2013): Washing of residues from municipal solid waste incinerators. DanWS.

Bilitewski, B. (2011): Mechanical treatment: Unit processes. Chapter 7.1 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.

Hjelmars, O, H. Birch & J.B. Hansen (2001): The VKI process for treatment of APC residues from MSW incineration: Process development and optimisation in pilot scale. In: Proceedings of the second ISWA seminar on Waste-to-Energy – State of the Art and Latest News, Malmö, Sweden, October 25-26, 2001.

Lundtorp, K., Jensen, D.L., Christensen, T.H. (2001): Performance of the FERROX-process on a semi-industrial scale. Proceedings Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margaritha di Pula, Cagliari, Italy, 1-5 October 2001. CISA.

Hjelmar, O., Wahlström, M., Andersson, M.T., Laine-Ylijoki, J., Wadstein, E., Rihm, T. (2009): Treatment methods for waste to be landfilled. TemaNord 2009:583, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Stegmann, R. (2019): Mechanical biological pretreatment. Chapter 4.1 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.

Cossu, R. & Lai, T. (2019): Physical waste pre-treatment. Chapter 4.3 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.

Relevante kontakter

Raffaello Cossu (University of Padova)

2.2.2 Er der behov for og findes der eksisterende tekniske muligheder for at reducere efterbehandlingen, og er det herunder muligt at foretage den væsentligste del af udvaskningen, mens der stadig er en tæt membran?

Det faktum, at der både i Danmark og på EU-niveau er enighed om, at udvaskningen af uorganiske stoffer fra granulært inert og mineralsk affald (som må formodes at dominere i fremtidens deponeringsenheder) for et givet stof ved hjælp af C_0 og kappa groft kan estimeres som en koncentration, der aftager logaritmisk som funktion af den gennemstrømmende vandmængde (L/S), viser, at det må være rimeligt at antage, at koncentrationsniveauet (og den resulterende flux) på et tidspunkt, når L/S har nået en tilstrækkelig høj værdi, når et niveau, som vil være acceptabelt i omgivelserne (Miljøstyrelsen 2018a og 2018b, Hjelmar et al. 2001, Scharff et al. 2011, Grossule & Stegmann 2020, Hjelmar & Rosendal, 2021). For en række stoffer er denne opførsel både ved lysimeterforsøg (Oberender et al. 2011) og ved deponier for mineralsk affald (Hjelmar & Hansen 2005). For deponeringsenheder, som primært indeholder mineralsk affald, skulle det således kunne lade sig gøre at forkorte efterbehandlingstiden ved at øge den effektive vandgennemstrømning og udvaskning, se også afsnit 1.4.4. Hjelmar (1996) foreslår eksempelvis at anvende to forskellige udvaskningsstrategier for deponering af affaldsforbrændingsslagger: Først opsamling og behandling af perkolat mens bund- og side-membraner er intakte, og efterfølgende udsivning/kontrolleret udsivning, når sammensætningen af perkolatet har nået et niveau, så det kan accepteres i omgivelserne. Det svarer jo sådan set til den "officielle" strategi i dag.

En effektiv og hurtig udvaskning forudsætter en jævn gennemstrømning med god kontakt til hele affaldsmassen i et deponi, og den tid, det vil tage for at opnå et givet L/S-niveau baseret på hele affaldsmassen afhænger bl.a. af infiltration og højde af affaldet i en deponeringsenhed (se Tabel 5.3 i Hjelmar og Rosendal (2021)). Lysimeterforsøg med shredderaffald (Oberender et al. 2011) indikerer, at formentlig kun i størrelsesordenen 40 % af affaldet kommer i kontakt med det gennemsvivende vand/perkolat i intervallet $L/S = 0 - 2$ l/kg (beregnet for hele affaldsmassen). Generelt ville en mere ensartet gennemstrømning og udvaskning sikkert kunne opnås gennem (yderligere) shreddning (se afsnit 1.4.5). Det må anbefales, at der i videst mulige omfang indhentes erfaringer med strømningsforholdene for infiltrerende nedbør i affaldet, og med hvorledes en jævn gennemstrømning kan fremmes mest muligt (se f.eks. Miljøstyrelsen (2018a) og Beaven (2014). Andre teknikker til at øge/effektivisere udvaskningen kan være recirkulering af perkolat (se også afsnit 1.4.4) og "fill and draw" (Beaven, 2014).

Man vil formentlig kunne øge effektiviteten af stofudvaskningen gennem recirkulering af perkolat (og endnu mere, hvis der tilsættes rent vand i tilstrækkelige mængder) Recirkulering er

grundigt omtalt i sektionerne 1.2, 1.4.4 og 2.1.2. Det kan dog nævnes, at der er behov for eksperimentelt baseret udvikling af kendskabet til recirkuleringens effekt på udvaskningen af bl.a. uorganiske stoffer, da størstedelen af den hidtidige forskning har været rettet mod forøgelse af gasproduktionen (og udjævning af perkolatflowet). Se også omtalen af det store hollandske forskningsprojekt i næste afsnit (2.2.3).

TABEL 18. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Miljøstyrelsen (2018a): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 – Kildestyrke. Konceptuelle modeller. Miljøprojekt nr. 2057/December 2018.
Miljøstyrelsen (2018b): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 - Kildestyrke. Opbygning af kildestyrkemodel. Miljøprojekt nr. 2058/December 2018.
Hjelmar, O., H.A. van der Sloot, D. Guyonnet, R.P.J.J. Rietra, A. Brun & D. Hall (2001): Development of acceptance criteria for landfilling of waste: An approach based on impact modelling and scenario calculations. In: T.H. Christensen, R. Cossu and R. Stegmann (eds.): Sardinia 2001, Proceedings of the Eight International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margharita di Pula, Cagliari, CISA, Vol. III, pp. 712-721, CISA, 2001.
Grossule, V. & Stegmann, R. (2020): Problems in traditional landfilling and proposals for solutions based on sustainability. <i>Detritus</i> , Vol. 12 – 2020, pp. 78-91.
Scharff, H., van Zomeren, A., van der Sloot, H.A. (2011): Landfill sustainability and after-care completion criteria. <i>Waste Management & Research</i> , 2011, 29 (1), 30-40.
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.
Oberender, A., Hjelmar, O., Klem, S., Jensen, J.K. (2014): Lysimeterudvaskningsforsøg med affald. Februar 2014. Resultater. Rapport til AV Miljø.
Beaven, R. (2014): Strategies for removing the non-degradable pollution load from landfills – insights from the laboratory, field scale trials and modelling. Presented to DepoNet, 11. april 2014.
Relevante kontakter
Richard Beaven (University of Southampton), Valentina Grossule (University of Padova), Heijo Scharff (NV Avfalzorg Holding)

2.2.3 Bør man for en given affaldsfraktion tilstræbe den hurtigst mulige omsætning/nedbrydning af stofferne i det deponerede affald?

Det forekommer sandsynligt, at man i fremtidige danske affaldsdeponeringsanlæg vil tilstræbe at undgå bionedbrydeligt affald (se f.eks. omtalen af bioreaktor-deponier i afsnit 1.5.1). Men såfremt der i strategien indgår deponering af bionedbrydeligt materiale i specielle celler, bør man naturligvis tilstræbe den hurtigst mulige omsætning/nedbrydning af dette. Her kan der eventuelt hentes inspiration fra Grossule et al. (2018) og måske også fra det store hollandske forsknings- og demonstrationsprojekt, Introduction of Sustainable Landfill Management, hvor man over en periode på 10 år bl.a. afprøver en belüftningsstrategi på 3 deponeringsanlæg (Timo Heimovaara, 2016). Projektet, som blev igangsat i 2016, blev af Scharff (2015d) beskrevet således: *“On 6 October 2015 landfill operators, competent authorities and national government have signed a covenant in which they agree to enable and execute 3 full-scale pilot projects for enhanced landfill stabilisation. The aim of the pilot projects is to achieve within 10 years a situation where a threat to human health and the environment no longer exists. This condition has been quantified for the 3 pilot landfills Braambergen, Kragge and Wieringermeer (<http://duurzaamstortbeheer.nl/wp-content/uploads/2014/05/607710002.pdf>) (in English).*

Among the mainly Dutch documents some English documents relating to the project can be found on <http://duurzaamstortbeheer.nl/lezen/>. Der er tale om eksisterende/afsluttede deponeringsanlæg med et væsentligt potentiale for biologisk nedbrydning. I Danmark har bl.a. NIRAS erfaring med beluftning af deponeringsenheder på Hedeland, og der gennemføres i 2020 - 2023 et beluftningsprojekt (industri-Phd-projekt) på en afsluttet deponeringsenhed for blandet affald på AV Miljø i samarbejde mellem NIRAS og DTU (Nina Strøyer Jensen, 2020). Se også Scharff (2015c).

Marco Ritzkowski fra TUHH betegnes som en af de absolut førende indenfor aeration (in-situ beluftning). Han har de sidste 20 år gennemført forsknings- og udviklingsprojekter vedrørende aeration i bl.a. Tyskland. Bl.a. beskriver han sammen med Rainer Stegmann i Ritzkowski & Stegmann (2019) principper for, design af, eksempler på og økonomiske aspekter m.v. af anvendelse af aeration på deponeringsenheder.

Forskellige typer plast kan muligvis betragtes som ikke-nedbrydelige eller langsomt nedbrydelige, og vil derfor næppe i sig selv kunne betragtes som målet for en optimeret biologisk omsætningsstrategi. Men i det miljø, som vil eksistere i det indre af en deponeringsenhed, kunne man forestille sig, at forskellige miljøskadelige organiske tilsætningsstoffer ville blive udvasket fra plasten og forekomme i perkolatet. Nogle af disse vil formentlig i sig selv være svært nedbrydelige, mens andre måske ville kunne nedbrydes ved hjælp af stimuleret biologisk omsætning. Det burde måske vurderes nærmere, om dette er tilfældet.

TABEL 19. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Grossule, V., Morello, L., Cossu, R., Lavagnolo, M.C. (2018): Bioreactor Landfills: Comparison and kinetics of the different systems. <i>Detritus</i> Vol. 03 – 2018, pp. 100-113.
Heimovaara, T. (2016): Implementation of sustainable aftercare of landfills. Concepts and approach for the three pilot projects. Presented at Landfill Aftercare Forum on 9 June 2016, Priory Rooms, Birmingham, UK. https://landss.soton.ac.uk/forum/june16
Scharff, H. (2015d): Personlig e-mail til Ole Hjelm, DanWS, 17. december 2015.
Ritzkowski & Stegmann (2019): Landfill in situ aeration. Chapter 16.2 in Cossu & Stegmann, Eds.: <i>Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies</i> , Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.
Jensen, N.S. (2020): https://orbit.dtu.dk/en/persons/nina-str%C3%B8yer-jensen
Scharff, H. (2015c): Enhanced stabilisation of landfills to reduce aftercare. Indlæg på DepoNet-møde 4. marts 2015. Tilgængeligt på DepoNets Dropbox-sider.
Relevante kontakter
Valentina Grossule (University of Padova), Heiljo Scharff (NV Avfalzorg Holding), Hans Lammen (Avfalzorg), Timo Heimovaara (TU Delft), Nina Strøyer Jensen (NIRAS/DTU Miljø), Peter Kjeldsen (DTU Miljø), Charlotte Scheutz (DTU Miljø), Marco Ritzkowski (TUTech Innovation), Marion Huber-Humer (BOKU, Wien)

2.2.4 Bør man for en given fraktion tilstræbe at den hurtigst mulige udvaskning af stoffer?

Hvis man har placeret affald med et indhold af udvaskelige stoffer i en deponeringsenhed ("et hul i jorden"), ikke tror på at de udvaskelige stoffer forsvinder af sig selv og samtidig ønsker, at efterbehandlingsperioden skal være så kort som mulig, vil det være logisk at tilstræbe den hurtigst mulige udvaskning af stoffer, som kan gøre udsivning af perkolatet til omgivelserne problematisk. Det skal vel og mærke ske inden for den tidsperiode, hvor man kan regne med at bundmembranen og resten af perkolatopsamlingsystemet intakt (se også afsnit 2.2.2). Problematikken er bl.a. diskuteret i Hjelm og Rosendal (2021), og tiltag, som forventes at kunne accelerere stofudvaskningen fra deponeret affald, er bl.a. omtalt i afsnit 1.3.

Man kan også have affaldsfraktioner, hvor en strategi, der går ud på at reducere stoffluxen mest muligt, giver mening. Herved kan man eventuelt sikre, at emissionen af stoffer til omgivelserne sker så langsomt, at det kan accepteres i omgivelserne. Det må så vurderes, om der inden for en overskuelig tidsramme vil ske en acceptabel/uacceptabel akkumulering i jord/vand/sediment. Stabilisering/solidificering anvendes i flere europæiske lande (herunder Frankrig, Tyskland, Holland, Portugal, Spanien) i forbindelse med deponering af bl.a. røggasrensingsprodukter fra affaldsforbrænding (Hjelmar, 2010). Der findes megen litteratur om deponering af stabiliseret/solidificeret affald, her skal blot nævnes van Zomeren et al. (2007) og Hjelmar et al. (2006). Se også 1.1.2, hvor stabilisering/solidificering er diskuteret.

TABEL 20. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
van Zomeren, A., van den Berg, P., Bleijerveld, R., van der Sloot, H.A. (2007): Identification on in-situ processes controlling emissions of a stabilised waste landfill by field measurements and geochemical modelling. In Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, 1-5 October 2007, S. Margharita di Pula, Cagliari, CISA.
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.
Hjelmar, O. (2010): Working Group on Monolithic Waste (WG2). A summary of the responses to the questionnaire to the Member States on landfilling of monolithic waste. Not published.
Hjelmar, O., Bendz, D., Wahlström, M., Holm, J., Gudbjerg, J., Laine-Ylijoki, J., Suér, P., Rosquist, H. (2006): Development of criteria for acceptance of monolithic waste at landfills. TemaNord 2006:555, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
Relevante kontakter
Ingen direkte forslag

2.2.5 Bør man for en given fraktion tilstræbe at bevare alle eller visse egenskaber på kort eller længere sigt (omfatter også ressourcebank-problematikken)?

Det er vigtigt, at det allerede i planlægningsfasen for en deponeringsenhed afgøres, hvilken strategi enheden skal designes til og drives efter, da der kan være modstrid mellem forskellige strategier – gennemførelse af én strategi kan ødelægge eller forhindre gennemførelse af en anden strategi. Hvis formålet er at opnå den hurtigst mulige udvaskning af en given affaldsfraktion, og man derfor søger at få så meget vand som muligt gennem affaldet, er der stor risiko for, at metaller i affaldet oxideres/korrugeres og at organisk stof, som måtte være til stede, nedbrydes helt eller delvis eller bliver forurenede af andre materialer, som rådner eller sønderdeles. Dele af affaldet vil derfor kunne miste en del af de egenskaber og de eventuelle værdier, de måtte repræsentere i forhold til senere opgravning og anvendelse (landfill mining). Hvis man ønsker at betragte en eller flere affaldsfraktion(er) som potentielle fremtidige ressourcer og den deponeringsenhed, hvori den/de placeres som en ressourcebank, vil det oftest være mest hensigtsmæssigt at holde enheden tør og forhindre indtrængen af vand (indkapsling, se afsnit 4.1.4 i Hjelmar & Rosendal (2021)). Som også nævnt i Hjelmar & Rosendal (2021) er et hul i jorden måske ikke det bedste sted at anlægge en ressourcebank – måske skulle man i så fald hellere indrette nogle store lagerhaller, f.eks. af samme størrelse som de haller, der blev benyttet til fremstilling af tunnelsektioner på Nordhavn i København, se også afsnit 1.5.1. Hvis man på et tidspunkt finder ud af, at værdien af det opmagasinerede affald aldrig vil kunne realiseres, er det forholdsvis nemt at skifte strategi og placere det i en enhed med vandgennemstrømning, hvis det skulle være hensigtsmæssigt.

Scharff (2015b) har i et indlæg til DepoNet diskuteret deponeringsanlæggenes rolle i håndteringen af ressourcer.

Der kan være forskellige årsager til, at man vil overveje, om en given affaldsfraktion eventuelt skal placeres i en ressourcebanker (i afsnit 3.1 benævnt *depoter*); det kan være kompositmaterialer eller materialer, som man endnu ikke færdigudviklet teknologi til at behandle, så de kan genanvendes, det kan være shredderaffald eller asketyper, som det af konjunkturmæssige eller økonomiske årsager ikke pt. kan betale sig at oparbejde, men hvor man antager, at situationen kan ændres af den teknologiske udvikling og/eller af konjunktur- og markedssændringer. I overvejelserne bør der desuden tages hensyn til den tiltagende knaphed af en række strategiske og kritiske stoffer som for eksempel fosfor og sjældne jordarter. Se også Hjelmar et al. (2011).

TABEL 21. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.
Scharff, H. (2015b): The role of landfill in the transition towards resource management. Indlæg på DepoNet-møde 4. marts 2015. Tilgængeligt på DepoNets Dropbox-sider.
Hjelmar, O., Birch, H., Ahmed, N., Hyks, J., Hansen, J.B., Wahlström, M., Hogland, W. (2011): Future strategies for landfilling as part of sustainable waste management in the Nordic countries – waste as a future resource. Report for the Nordic Council of Ministers and the PA Landfill Group. Published by DHI.
Relevante kontakter
Jette Bjerre Hansen (Norrecco A/S)

3. Håndtering af særskilte fraktioner i deponier

3.1 Analyse af nuværende og fremtidige affaldsfraktioner til deponering, som med fordel kan opbevares i depoter frem for, som det er tilfældet i dag, i deponier

3.1.1 Er der nuværende og fremtidige affaldsfraktioner til deponering, som med fordel kan opbevares i depoter (f.eks. solceller, vindmøllevinger)?

Nogle af de nuværende og formentlig fremtidige affaldsfraktioner, som burde kunne genanvendes eller nyttiggøres, men som af markedsmæssige, økonomiske eller konjunkturmæssige årsager eller på grund af manglende opbejdnings teknologi ikke bliver det, kunne måske med fordel placeres i "depoter", se afsnit 2.2.5.

Nogle typer affald bliver ikke genbrugt eller nyttiggjort, fordi de ikke produceres i tilstrækkelig store mængder til at være interessante for industrier, der ud fra et teknisk synspunkt godt kunne bruge det til erstatning for virgine råmaterialer. Her kunne depoter fungere som opsamlingsstationer over tid og/eller for affaldsproducenter, der er spredt geografisk, hvis logistikken tillader det. Opbevaringen kunne eventuelt kombineres med sortering. Men så begynder depoterne nok at få karakter af genbrugsvirksomheder snarere end ressourcebanker.

Der bør gennemføres en mere dybtgående analyse af hvilke affaldsfraktioner, som kunne tænkes at være relevante i forhold til anbringelse i depoter, mens man afventer yderligere teknologiudvikling med hensyn til opbejdnings og anvendelse, eller bedre markeds- og/eller konjunkturforskel. Det bør samtidig vurderes, hvor lang tid i hvert fald den nødvendige teknologiudvikling kan forventes at tage, ligesom der kan tages initiativer til at støtte denne. Der bør også foretages nogle overvejelser om, hvorledes fremtidige affaldstyper kan tænkes at se ud. Eksempelvis har DanWS i 2015 for Miljøstyrelsen udarbejdet undersøgelsen: Future end of life vehicles. Rapporten, der aldrig er blevet offentliggjort, beskrev den forventede sammensætning af bilaffald over de næste 10 – 20 år. Denne og andre tilsvarende undersøgelser kunne måske tjene til inspiration.

Blandt de materialefraktioner, som i dag deponeres, og som kunne være kandidater til kortere eller længere ophold i et "afventningsdepot", kan for eksempel nævnes: Solcellemoduler, møllevinger, fibergips, mineraluld.

Nedenstående kan ses nogle link til hjemmesider, som beskæftiger sig med mulighederne for genanvendelse af de nævnte affaldstyper:

Solcellemoduler

Her hævdes det i det tredje link, som er besøgt i november 2021, at der er et problem med solcellebagsider, som ofte indeholder PVC eller perfluorerede stoffer, og som ikke kan nyttiggøres. I det fjerde link omtales den tekniske baggrund for nogle af disse problemer, baseret på et MUDP-projekt.

<https://www.obton.com/videnscenter/genanvendelse-af-solcellemoduler-her-er-mulighederne/>

<https://www.greenmatch.co.uk/blog/2017/10/the-opportunities-of-solar-panel-recycling>

<https://ing.dk/artikel/advarsel-solcelle-bagsider-vil-ophobe-sig-kan-hverken-genanvendes-eller-braendes-249084>

<https://pro.ing.dk/wastetech/artikel/ny-loesning-aabner-solcellesandwichen-op-8944>

Kasserede møllevinger

Nedenstående link diskuterer genbrug/genanvendelse af møllevinger

<https://www.teknologisk.dk/projekter/vindmoellevinger-skal-kunne-genbruges/36815>

Mineraluld

Mineraluld udgør volumenmæssigt en stor mængde af det affald, som i dag tilføres deponeringsenheder for blandet affald (selv om det formentlig ofte kan karakteriseres som mineralsk affald). Nedenstående ses et link til Rockwool, som modtager stenuld til genanvendelse.

<https://www.rockwool.com/dk/raadgivning-og-inspiration/fordele-ved-stenuld/genanvendelse/>

Rockwool kan eller ønsker ikke at genanvende glasuld. Der er flere initiativer i gang for at fremme genanvendelse af mineraluld, herunder også glasuld. Et MUDP-projekt, som har til formål at omdanne brugt mineraluld til nye råmaterialer til for eksempel tegl og asfalt er startet i 2021 af Norrecco A/S, Nordic Waste A/S og Teknologisk Institut, samt industripartnerne NCC Industry A/S, Strøjer Tegl A/S, Saint-Gobain Denmark A/S og ISOVER. Se nedenstående link.

<https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2021/mar/mineraluld-skal-genanvendes-til-nye-byggematerialer/>

Fibergips

Alle former for gipsaffald er uønskede i deponeringsenheder, herunder specielt enheder for blandet affald (som dog forhåbentlig ikke vil indgå i fremtidige deponeringsstrategier). Se eventuelt begrundelsen i afsnit 1.4.7. En række typer af gipsaffald kan oparbejdes og genanvendes eller nyttiggøres, men dette gælder så vidt vides endnu ikke fibergips, som nok indtil videre vil være en potentiel kandidat til opbevaring i et depot.

Ikke-asbestholdig eternit

Hver år bliver op mod 10.000 ton uskadelig eternit deponeret, selvom de asbestfri eternitplader potentielt set kan genanvendes. Et konsortium bestående af Teknologisk Institut, DanRobotics A/S, Deponi Syd I/S, Norecco A/S, Kingo Karlsen A/S og Cembrit A/S vil udvikle konceptet til et robotanlæg, som kan frasortere asbestholdige eternitplader fra ufarlige eternitplader. Målet er at bane vej for øget genanvendelse af asbestfri eternit.

Tagplader med asbest blev forbudt i 1987, fordi asbestfibre er stærkt sundhedsskadelige og kan føre til asbestose, lungekræft og lungehindekræft. Det betyder, at alle gamle eternitplader i dag bliver deponeret – uanset om de indeholder asbest eller ej – da der ikke findes nogen automatiseret teknologi til sortere dem. Derfor er der god grund til at udvikle et koncept, der kan identificere de asbestholdige plader. Ved at frasortere pladerne med asbest skabes helt nye genanvendelsesmuligheder for de asbestfri eternitplader, for eksempel ved direkte genbrug i byggeindustrien eller genanvendelse i ny eternit- og betonproduktion.

Det skønnes, at op mod 1,5 mio. bygninger i Danmark kan have asbestholdige tage. Den nye løsning forventes at kunne reducere deponimængden i Danmark med omkring 10.000 ton årligt.

TABEL 22. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Se ovenstående links
Relevante kontakter
Jette Bjerre Hansen (Norrecco A/S)

3.1.2 Hvordan kan en model for depoter se ud?

Med hensyn til eventuel senere anvendelse kan nogle af mulighederne for nogle affaldstyper ødelægges eller forringes, hvis affaldet kommer i kontakt med eller gennemstrømmes af vand gennem kortere eller længere tid, for eksempel gennem anbringelse i en deponeringsenhed baseret på en udvaskningsbaseret deponeringsstrategi. Anbringelsen af sådanne affaldstyper i deponeringsenheder kan desuden besværliggøre en fremtidig udtagning af disse og eventuelt nødvendiggøre separation fra andre affaldstyper, som måtte være placeret i samme deponeringsenhed. Det er derfor vigtigt på forhånd at tage stilling til, om en given affaldstype, for hvilken man ønsker at bevare muligheden for en senere genanvendelse eller oparbejdning/forberedelse til genanvendelse skal opbevares særskilt og tørt.

Hvis det er tilfældet, kan det være hensigtsmæssigt at opføre eller indrette en form for lagerbygning til formålet. Problematikken er allerede kort berørt i afsnittene 1.5.1 og 2.2.5, hvor det i sidstnævnte afsnit foreslås at bygge eller indrette haller af samme størrelse som de haller, der blev benyttet til fremstilling af tunnelsektioner på Nordhavn i København. Det vil kræve et betydeligt forarbejde at fremstille og/eller indrette en sådan lagerhal. Med hensyn til logistik og lagerstyring kan man sikkert med fordel anvende nogle af de systemer, som mange store firmaer, anvender, herunder også genbrugsfirmaer, har udviklet og anvender. Der må på forhånd tages hensyn til de potentielle materials størrelse og egenskaber, sikkerheds-, sundheds- og brandrisici. Det skal overvejes, hvilke materialer, der kan anbringes i nærheden af andre materialer, og ingen materialer, som er forskellige, bør blandes. Det kan diskuteres, om lageret skal kunne omfatte både ikke-farligt og farligt affald. For farligt affalds vedkommende kunne det eventuelt komme an på, hvilke farlige egenskaber (HP'er), der er årsag til, at affaldet er farligt. Dette kunne for eksempel muliggøre afventning af muligheder for at udnytte visse asketyper indhold af særligt vigtige elementer, uden at asken nødvendigvis udgør nogen direkte sundheds- eller miljømæssig risiko. Affaldstyper (farligt affald eller ej), som har sådanne egenskaber, som betyder at de generelt udgør en betydelig sundhedsmæssig eller miljømæssig risiko, bør hverken gemmes eller deponeres i denne tilstand, men bør undergå en behandling, som eliminerer disse risici.

Der kan formentlig hentes en del inspiration fra forskellige vejledninger og regler for (midlertidig) opbevaring af affald fra både Danmark og andre lande.

Midlertidig opbevaring af affald er omtalt i Deponeringsdirektivet (Artikel 2 g)), hvor det anføres, at opbevaring af affald som en hovedregel ikke må opbevares i mere end 3 år forud for genanvendelse eller behandling. Derfor er det svært at finde litteratur om emnet. Det betyder også, at depoter formentlig bør indrettes således, at de ikke reguleres af Deponeringsbekendtgørelsen eller Deponeringsdirektivet.

Det kan dog nævnes, at den flamske regering i 2015 vedtog et strategipapir om bæredygtig ressourceforvaltning af lossepladser, herunder opbevaring af ressourcer, udarbejdet af OVAM (2015). Formålet var at implementere en vision om en bæredygtig ressourceforvaltning af lossepladser, herunder en kortlægning af pladserne og deres ressourcepotentiale samt behovet for eventuel oprensning. "Enhanced Landfill Mining (ELFM) skal bidrage til at udvinde værdifulde ressourcer fra lossepladser og midlertidigt opbevare produkter, der indeholder værdifulde

materialer, indtil genanvendelse er økonomisk rentabel". Det fremgik, at det var Flanderns ambition at tage vigtige skridt i retning af en "cirkulær" økonomi i 2020 med et så lavt forbrug som muligt af materialer, energi, vand og plads med mindst mulig påvirkning af miljøet og naturen i Flandern og resten af verden. Konceptet "bæredygtig materialehåndtering" går ud over grænserne for traditionel affaldshåndtering og omfatter styring af hele materialekredsløbet, og tager udgangspunkt i visionen om, at nutidens affald (Urban Mining) og affald fra fortiden (Landfill Mining) skal være råvarerne i en grøn cirkulær økonomi. Tidligere havde der ikke været en integreret politik for gamle lossepladser (hverken i EU eller andre steder), som omfattede en systematisk tilgang i en langsigtet tidsramme. Den nye bæredygtige ressourceforvaltning af lossepladser (Enhanced Landfill Management & Mining eller ELFM²) skulle bidrage til denne integration og dermed til de nye politiske retningslinjer for cirkulær økonomi og bæredygtig udvikling. Begrænsningen til ELFM i snæver forstand kunne føre til den opfattelse, at begrebet næsten udelukkende refererede til de teknologiske aspekter, der er involveret i minedriften på en losseplads. Højkvalitetsomdannelsen af affaldet til nye materialer er central i dette koncept. Ikke desto mindre er selve minedriften også i traditionel minedrift kun en del af en lang proces med forskning i ressourcer (definition af ressourcer, reserver) frem til salget af mineralerne. Det foreslåede koncept for bæredygtig ressourceforvaltning af lossepladser kræver en ændring i affaldspolitikken og skal ses i et mere langsigtet tidsperspektiv. Dette lettes ved at udvide ELFM til ELFM². På denne måde kan forvaltningen af 2.000 lossepladser i Flandern planlægges over en periode, der strækker sig over flere årtier. I denne forvaltningsmodel vil det rumlige aspekt på kort og mellemlang sigt være den vigtigste og mest afgørende komponent. Derfor lægges vægten på ressourcestyring af lossepladser i stedet for at være begrænset til permanent bortskaffelse af affaldet. I forlængelse heraf er begrebet minedrift erstattet af værdidannelse, fordi dette er mere i tråd med den 'bredere' fortolkning. En bæredygtig ressourceforvaltning af lossepladser sigter mod en maksimal reduktion af de negative effekter og en optimal udnyttelse af materialer og plads på en måde, der begrænser omkostningerne. Denne tilgang kombineres med oprensningsindsatsen. Opbevaringsmetoden må ikke bringe den fremtidige behandling af affaldet i fare, medmindre miljørisici ikke efterlader noget alternativ. Denne tilgang passer ind i overgangen fra en affaldspolitik til en bæredygtig materialepolitik, som har til formål at opnå en position som leverandør for råvarer baseret på Urban Mining og Landfill Mining.

TABEL 23. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
OVAM (2015): Sustainable resource management of landfills. Memorandum to the Members of the Flemish Government, written by OVAM (The Public Waste Agency of Flanders).
Relevante kontakter
Eddy Wille (OVAM)

3.2 Teknologiuudvikling: Er det muligt med at understøtte håndtering af særskilte fraktioner i depoter via teknologiuudvikling?

Det vil absolut være hensigtsmæssigt at understøtte håndteringen af særskilt fraktioner i depoter med målrettet teknologiuudvikling. Et udviklingsprogram som Miljøstyrelsens eget MUDP eller Teknologiprogrammet for jord og grundvandsforurening sandsynligvis være meget velegnet til dette formål. Problemstillingen er i øvrigt allerede behandlet i afsnit 3.1.1, som der skal henvises til. En anden mulighed er, at der gives hjemmel til at der f.eks. afsættes 5 kr. pr. ton affald som skal øremærkes til F&U, en lignende ordning har vi set på f.eks. jordforureningsområdet (Oliebranchens Miljøpulje OM).

4. Reduktion og selektion af affaldsmængder til deponering

4.1 Udarbejdelse af idékatalog, som underbygger forbedret selektion af affald til deponering

4.1.1 Kan affald sorteres opstrøms (dvs. slet ikke blandes), således deponeringsanlæggene ikke modtager læs med blandet, inkompatibelt affald?

Med udgangspunkt i de gennemførte sorteringsforsøg, som er beskrevet i Hjelmar og Rosendal (2021), anbefaler forfatterne helt klart, at det, som i Deponeringsbekendtgørelsen defineres som "blandet affald", ikke bør kunne eksistere i den form, det har i dag, og heller ikke bør modtages på deponeringsanlæggene. Det faktum, at det i princippet er legalt uden nærmere overvejelser omkring dets videre skæbne at sammenblende næsten alle mulige typer affald, som opfylder den meget brede definition på "blandet affald", med henblik på deponering, passer dårligt ind i billedet af bæredygtighed og cirkulær økonomi. Det blev foreslået, at de affaldstyper, der i dag udgør fraktionen "blandet affald", som udgangspunkt skal håndteres adskilt og kun sammenblandes efter nøje overvejelser, hvis det på grundlag af kendskab til sammensætning og egenskaber kan godtgøres, at de er kompatible med hensyn til fraktionens videre skæbne, hvad enten det gælder genanvendelse/genbrug, anbringelse i en "ressourcebank", eller egentlig slutdeponering i henhold til en given strategi. Denne håndtering forudsætter selvfølgelig, at der findes gennemtænkte og afprøvede levedygtige anvendelsesmuligheder og deponeringsstrategier for alle typer affald, og at den nødvendige infrastruktur er på plads. Tilførsel af vognlæs, som ikke opfylder de nævnte betingelser, til et deponeringsanlæg bør medføre, at det tilførte affald sorteres på stedet på producentens/transportørens regning.

Selv om idealet er ikke at blande, vil der, i hvert fald i en overgangsperiode, med stor sandsynlighed forekomme betydelige mængder sammenblandet affald, der som et led i håndteringen skal sorteres ud i håndterbare og kompatible fraktioner. Dette kan ske på dedikerede behandlings- og sorteringsanlæg, som kan modtage vognlæs med klart adskilte affaldstyper eller med affaldstyper, som er blandet under hensyntagen til sortérbarhed og/eller kompatibilitet med hensyntagen til oparbejdning og genanvendelse/genbrug eller deponeringsstrategi (se f.eks. McKinnon et al. (2017) angående sortering af affald). Infrastrukturen på dette område bør nok også omfatte de eksisterende genbrugsstationer, selv om det kan kræve udvidelse af de fysiske rammer for disse. Det skal også lige nævnes, at producenterne af de varer og forbrugsgoder, der ender som blandet affald, naturligvis i størst mulige omfang bør inddrages, gerne frivilligt, men ellers via lovgivning – helst på EU- og globalt niveau.

En nyere dansk undersøgelse fra 2014 (Miljøstyrelsen, 2014a) beskriver teknologiske løsninger til automatisk sortering af affaldsfraktionerne plast, metal, papir, pap og glas. Danske virksomheder inden for automatiserings-, robot- og sensorteknologi er også identificeret. Der vises beregninger for anlægskoncepter, som kan håndtere kildesorteret, kildeopdelt og evt. blandet tørt affald fra husholdninger, genbrugspladser og erhverv.

Der kan eventuelt hentes lidt inspiration, specielt vedrørende håndtering af plast i denne sammenhæng, i The Ellen MacArthur Foundation Plastics Team (2020).

TABEL 24. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
McKinnon, D., Fazakerly, J., Hultermans, R. (2017): Waste sorting plants – extracting value from waste. An Introduction, Vienna, Austria: ISWA International Solid Waste Association.
The Ellen MacArthur Foundation Plastics Team (2020): Upstream Innovation. A guide to packaging solutions. Ellen MacArthur Foundation. https://plastics.ellenmacarthurfoundation.org/upstream
Miljøstyrelsen (2014a): Automatisk affaldssortering – teknologier og danske udviklings- og produktionskompetencer, Miljøprojekt nr. 1559, 2014.
Relevante kontakter
Ingen forslag

4.1.2 Hvordan separeres en affaldsfraktion bedst fra det øvrige affald, og bør dette ske opstrøms eller on-site i en hal, hvorefter anlægget selv kører affaldet ud på cellerne?

Der kan ikke svares generelt på, hvorledes en affaldsfraktion bedst separeres fra øvrigt affald, som det måtte være sammenblandet med. Svaret afhænger blandt andet af affaldets karakter og formålet med separationen, herunder den ønskede/nødvendige renhedsgrad af det fraskilte materiale, og selvfølgelig også af karakteren af det affald, som det er blandet med. Mængden af affald, som skal behandles, og den relative andel, som det materiale, der skal fraskilles, udgør af den samlede affaldsmængde, spiller også en rolle. Og endelig kan valget af separationsmetode og -udstyr afhænge af lovgivning og markedsforhold, herunder hvor værdifuldt det fraskilte fraseparerede materiale er, hvis det ønskes genanvendt/nyttiggjort. For materiale, der skal frasepareres med henblik på deponering, spiller hensynet til den planlagte deponeringsstrategi også ind.

Det er forfatterens mening, at separationen som udgangspunkt bør effektueres opstrøms, dvs. affaldstyperne bør ikke sammenblandes, hvis der ikke er en strategisk motiveret grund til det. Det vil mange affaldstyper nok indtil videre blive alligevel, og den nødvendige sortering kan så ske opstrøms eller on-site i en hal – se også Madsen et al. (2012), Rosendal et al (2013) og Hjelmar & Rosendal (2021). Det vil nok være hensigtsmæssigt at kunne sortere både opstrøms og in-situ. Og af hensyn til kontrollen og sikkerheden i forhold til den eller de valgte deponeringsstrategi(er), vil det nok være hensigtsmæssigt, at det er uddannet personale på de enkelte deponeringsanlæg, som placerer affaldet i de respektive deponeringsenheder. Vedrørende separationsmetoder, kan der også her henvises til McKinnon et al. (2017).

Selv om de er skrevet for mere end 10 år siden, kunne der være inspiration og praktisk information at hente i fire kapitler i sektionen Collection i bogen Solid Waste Technology & Management (redigeret af Thomas Højlund Christensen): Nilsson (2011), Nilsson & Christensen (2011), Christensen & Matsufuji (2011) og Christensen (2011), samt to kapitler i sektionen Mechanical Treatment i samme bog: Bilitewski (2011) og Christensen & Bilitewski (2011).

På sorteringsområdet sker der i øjeblikket en voldsom udvikling af avanceret sorteringsteknologi for affald baseret på blandt andet AI (kunstig intelligens), robotter og optisk/laser-baseret genkendelse og ballistisk separation. For nærmere information udviklingen inden for avancerede genkendelses- og separationsprocesser kan der eksempelvis henvises til Vrancken et al. (2017), Wilts et al. (2021) og Grundupalli et al. (2017).

Deponeringsbekendtgørelsen opererer ikke med mængdegrænser for ikke deponeringsegnet blandet affald, hvorfor det enkelte deponeringsanlæg må vurdere, hvorvidt et læs blandet af-

fald er deponeringseget eller sorteringseget. Der er i Danmark gennemført 3 veldokumenterede sorteringsundersgelser Carl Bro (2002) Madsen et al. (2012)/Rosendal et al (2013) og Hjelmar & Rosendal (2021).

Ifølge Carl Bro (2002) blev der sorteret 13 lastbills blandet affald på tre deponeringsanlæg. Ud fra sorteringsforsøgene blev der opnået kendskab til hyppigt forekommende materialer i det blandede affald. Herunder blev det observeret, at restfraktionen (affaldet som er tilbage efter sorteringen) i gennemsnit udgjorde ca. 50% af blandet affald til deponering. De mest kritiske affaldsfraktioner, som dengang blev identificeret, var restfraktionen, plast, mineraluld, tagpap, linoleum, tekstiler og gipsplader i blandet affald til deponering. Der blev i undersøgelsen sorteret affald fra både kommunale genbrugsstationer og private, men resultaterne blev ikke sammenlignet.

I perioden fra marts til april 2011 (Madsen et al. (2012) og Rosendal et al (2013)) gennemførte Reno Djurs I/S en udvidet modtagekontrol (visuel og maskinel sortering) af alt blandet affald, som blev leveret til deponering. Formålet var at undersøge om blandet deponeringseget affald, som leveres til deponering, var sorteret korrekt. Hvis ikke, hvad bestod fejlene s af, og var der en miljømæssig konsekvens af evt. fejlsorteringer. Efter modtagelse og deklarering af affaldet blev alle lssene aflæsset indendørs i en sorteringsshal, hvorefter affaldet blev "spredt ud" på et større areal for en bedre visuel vurdering af læsset. Efterfølgende blev affaldet fra et læs opdelt i fraktionerne deponeringseget affald, genanvendelseseget affald, forbrændingseget affald og farligt affald. Selve sorteringen blev foretaget maskinelt vha. sorterergrab monteret på en gravemaskine. De frasorterede fraktioner blev efterfølgende vejlet og dokumenteret med foto. I perioden over de 2 måneder blev der udtaget og kontrolleret i alt 256 ls svarende til 2.484 ton affald. Resultaterne viste, at blandet deponeringseget affald, der stammede fra genbrugsstationerne, i det store hele var korrekt sorteret. 93 % af de undersøgte ls havde et indhold af blandet deponeringseget affald på 98 % eller mere. Middelværdien for indhold af deponeringseget affald var på 99 %, hvilket indikerer, at yderligere maskinel sortering af affaldet fra genbrugsstationerne ikke ville være interessant ud fra en ressourcemæssig betragtning under de dengang gældende forhold og regler. Enkelte ls blev noteret for at indeholde farligt affald, som typisk var asbestholdigt eternit, der ikke nødvendigvis udgør en miljømæssig risiko, men eventuelt en arbejdsmiljømæssig risiko. Blandet deponeringseget affald indeholdt en del beton/tegl, hvoraf en del var genanvendeligt, men alligevel endte som affald til deponering på grund af forkert eller manglende kildesortering. Typisk var glaserede klinker eller skorstensforinger knust og blandet sammen med genanvendelige fraktioner af beton og tegl, hvilket umuliggjorde efterfølgende sortering og genanvendelse. Den relativt lille andel af fejlsortering i affaldet fra genbrugsstationerne kunne skyldes flere faktorer, heriblandt følgende: synligt personale på genbrugsstationen, personalets vejledning og kontrol af det afleverede affald, at personalet har mulighed for at fjerne fejlsorteringer fra containerne samt rlig information til samtlige borgere vedrørende brug af genbrugsstationerne og sortering af affald. Blandet deponeringseget affald fra øvrige virksomheder var generelt korrekt sorteret, men især affald fra håndværksvirksomheder og sorteringsanlæg havde et lavere indhold af deponeringseget affald. 84 % af de undersøgte ls havde et indhold af blandet deponeringseget affald på 98 % eller mere. Middelværdien for indhold af deponeringseget affald var på 98 %, hvilket umiddelbart indikerer, at yderligere sortering var uinteressant, stadig under hensyntagen til de dengang gældende forhold og regler. Da affald fra bl.a. sorteringsanlggene leveredes i træk indeholdende 30 tons eller mere, var det ofte stadig muligt maskinelt at frasortere mere end 600 kg. I hndvrkerlssene var maskinel sortering ofte lettere, da affaldet typisk var mere intakt. Blandet deponeringseget affald fra håndværkere og sorteringsanlæg var typisk fejlsorteret sammen med imprægneret og rent træ samt andre forbrndingsegete affaldsfraktioner. Genanvendelige affaldsfraktioner var typisk emballageplast fra byggematerialer samt diverse genanvendelige plastfraktioner. Fejlsorteringerne fra erhvervsvirksomhederne kan have skyldtes manglende information om modtagekrav på deponeringsanlægget, misvisende rådgivning

fra vognmænd/chauffører, manglende kontrol af containere ved f.eks. byggepladser samt maskinel/grov sortering på sorteringsanlæg.

Det blev konkluderet, at det ud fra et miljømæssigt synspunkt ville være hensigtsmæssigt at gennemføre en modtagekontrol på samtlige blandede læs inden deponering. Affald fra håndværkervirksomheder kan indeholde væsentlige ressourcer, som kan frasorteres. Der kan være behov for, at der fremadrettet stilles krav til sortering af udvalgte læs med blandet deponeringseget affald, som modtages til deponering. Undersøgelsen viste, at den visuelle kontrol ved modtagelse af affaldet er vigtig, og at anvendelse af en enkel håndterbar vurderingsmetode ("trillebørsmodel") af affaldet kan øge kvaliteten af blandet deponeringseget affald. Den visuelle kontrol ved indvejning og kontrol på tippen fungerer forebyggende. Hvis virksomheder bliver ramt økonomisk af en ekstra regning til sortering, kan det forhåbentlig virke forebyggende og være et incitament til at fremskynde etablering af en bedre kildesortering fremadrettet.

I Hjelmar & Rosendal (2021) blev der sorteret 14 læs fra genbrugspladser og 3 læs fra private affaldsproducenter. Blandet affald til deponering stammende fra de kommunale genbrugspladser (ca. 59 til ca. 99 % deponeringseget) vurderedes generelt at være bedre sorteret end blandet affald fra private leverandører (ca. 7,5 til ca. 91 % deponeringseget). Der var dog også plads til forbedring ude på genbrugspladserne. Finfraktionen var langt den største enkeltfraktion i affald, som tilføres deponeringsanlæggene med henblik på deponering på enheder for blandet affald, og udgjorde i gennemsnit omkring 47 % af et affaldslæs, hvilket svarer til konklusionerne i Carl Bro (2002). Reno Djurs-undersøgelsen fra 2012 var alene gennemført med grab/maskinel sortering, mens affaldet i den nyeste undersøgelse blev håndsorteret med en større detaljeringsgrad, hvilket gør resultaterne fra de to undersøgelser vanskelige at sammenligne.

TABEL 25. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
McKinnon, D., Fazakerly, J., Hultermans, R. (2017): Waste sorting plants – extracting value from waste. An Introduction, Vienna, Austria: ISWA International Solid Waste Association.
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.
Nilsson, P. (2011) Waste Collection: Equipment and vehicles. Chapter 6.1 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
Nilsson, P. & Christensen, T.H. (2011): Waste Collection: Systems and organization. Chapter 6.2 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
Christensen, T.H. & Matsufuji, Y. (2011): Source segregation and collection of source-segregated waste. Chapter 6.3 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
Christensen, T.H. (2011): Waste transfer stations. Chapter 6.4 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
Bilitewski, B. (2011): Mechanical treatment: Unit processes. Chapter 7.1 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
Christensen, T.H. (2011): Mechanical Treatment: Material recovery facilities. Chapter 7.2 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
Vranken, C., Longhurst, P.J., S.T. Wagland (2017): Critical review of real-time methods for solid waste characterisation: informing material and fuel productions.

Wilts, H., Garcia, B.R., Garlito, R.G., Gómez, L.S., Prieto, E.G. (2021): Artificial intelligence in the sorting of municipal waste as an enabler of the circular economy. *Resources* 2021, 10, 28. <https://doi.org/10.3390/resources10040028>

Gundupalli, S.P.; Hait, S.; Thakur, A. (2017): A review on automated sorting of source-separated municipal solid waste for recycling. *Waste Management* 2017, 60, 56–74.

Carl Bro (2002): Etablering af praktisk anvendelige procedurer for accept af affald på deponeringsanlæg. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 11, 2002. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.

Madsen, P. L.; Rolsted, H.; Rosendal, R. (2012): Ny undersøgelse af deponeringsegnet affald, *Teknik og Miljø*, nr. 12. december 2012.

Rosendal, R.; Madsen, P. L.; Rolsted, H. (2013): Verification and extended control of non-hazardous waste prior to landfilling at Glatved Landfill, Reno Djurs. *Proceedings Sardinia 2013, 14th. International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 30 September - 4 October 2013 by CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy*

Relevante kontakter

Carlo Vrancken (Cranfield University), Peter L. Madsen (Reno Djurs I/S)

4.1.3 Hvad skal betingelserne for/kravene til det udsorterede materiale ved den/de påtænkte anvendelser være? Hvor rent skal glas være for at f.eks. Holmegaard Glas vil modtage den frasorterede fraktion?

Kravene til givne anvendelser af udsorterede affaldsmaterialer vil naturligvis afhænge af, hvilke affaldsmaterialer og hvilke anvendelser, der er tale om. Der kan skelnes mellem funktionelle krav, det vil sige krav, som skal være opfyldt, for at materialet kan anvendes til det påtænkte formål, og miljø- og heltemæssige krav, som skal sikre, at materialet, når det anvendes som påtænkt, ikke kan medføre uacceptable skader på det omgivende miljø og/eller menneskers helbred. Hertil kommer selvfølgelig en vurdering af ressourceforbruget ved (og prisen for) den behandlings- eller oparbejdningsproces, som affaldsmaterialet eventuelt skal gennemgå for at kunne overholde kravene til den påtænkte anvendelse (det kan eventuelt vurderes ved hjælp af LCA).

De funktionelle krav kan være stillet af den påtænkte aftager/bruger af affaldsmaterialet (eksempelvis pasform, fysiske egenskaber, kemisk sammensætning eller farve), men kan også være specificeret i produktstandarder i relation til CE-mærkning (f.eks. specificering af kornstørrelsesfordeling og maksimalt indhold af frit metal, vandopløseligt sulfat og organisk stof mv. for affaldsforbrændingsslagger, der skal anvendes på ubunden form til vejbygning i stedet for naturligt forekommende aggregater (stabilt grus) som beskrevet i produktstandarden DS-EN 13285: Ubundne blandinger – Specifikationer).

Tilsvarende kan producenter, som kan modtage affaldsmaterialer til erstatning af virgine råstoffer, stille krav til kemisk sammensætning og maksimalt indhold af visse stoffer – for eksempel maksimalt indhold af klorid i materialer, som ønskes anvendt i cement- og betonindustrien.

De miljø- og sundhedsmæssige krav kan være stillet i nationale bekendtgørelser og/eller EU-lovgivning, som for eksempel generelt regulerer indhold af stoffer som PCB, Cd, Hg, Pb og asbest, men som også i form af specifikke bekendtgørelser for slagger (Restproduktbekendtgørelsen BEK 1672/2016 om anvendelse af restprodukter, jord og sorteret bygge- og anlægssaffald) og bioaske (BEK 732/2019 om anvendelse af bioaske til jordbrugsformål) stiller krav om indhold og maksimal udvaskning af en række potentielt forurenende stoffer og betingelser for anvendelsen. I nogle tilfælde, for eksempel i Restproduktbekendtgørelsen, specificeres det også, at kun restprodukter, som i henhold til Affaldsbekendtgørelsen og Rådsforordning (EU) 2017/997 (som alene vedrører HP14) klassificeres som ikke-farligt affald, må anvendes efter

reglerne i bekendtgørelsen. For affaldsmaterialer, der ikke er omfattet af specifik lovgivning, kan det i særlige tilfælde være nødvendigt at foretage en konkret risikovurdering.

Hvis/når den gældende lovgivning (f.eks. Restproduktbekendtgørelsen) skal revideres og/eller ny lovgivning, der stiller betingelser i forhold til klassificeringen af affaldsprodukter, som kan nyttiggøres/genanvendes (eller som skal deponeres), skal det foreslås, at man ikke blot forbyder en given anvendelse på grund af en generel klassificering som farligt affald. Det bør angives, præcis hvilke af de 15 egenskaber (hazardous properties, HP'er) som et givet materiale, som ønskes anvendt til et givet formål, ikke må besidde. Tilsvarende bør det ved klassificeringen af et affaldsprodukt som farligt affald specificeres hvilken eller hvilke HP'er, der har medført den pågældende klassificering (og dermed også hvilke HP'er, der ikke medfører klassificering som farligt affald). Derved ville man kunne udarbejde mere målrettet og nuanceret lovgivning; for eksempel kunne man så i Restproduktbekendtgørelsen i stedet for at anføre, at bekendtgørelsens bestemmelser ikke gælder for farligt affald over én kam, skrive, at bekendtgørelsen gælder for restprodukter, som alene er klassificeret som farligt affald på grund af HP14 "Økotoxisk". Bortset fra drivhusgasser (faresætning H420), som ikke er relevante i denne sammenhæng, skal HP14 beskytte mod påvirkning af det akvatiske miljø (se Forordning (EU) 2017/997). Men det er jo netop det, som Restproduktbekendtgørelsens grænseværdier for stofudvaskning, der er baseret på risikovurdering, gør, så der er allerede taget hånd om HP14 i denne sammenhæng. Derfor behøver man kun at vurdere, om nogen af de øvrige HP'er gør et givet restprodukt, som ønskes anvendt efter Restproduktbekendtgørelsens regler, til farligt affald. En sådan ændring, som måske også kunne anvendes på andre områder, er ikke i modstrid med EU-regler, og ville formentlig kunne understøtte cirkulær økonomi.

Angående genanvendelse af glas ved f.eks. Holmegaard Glasværk kan der henvises til Miljøstyrelsen: <https://genanvend.mst.dk/tema/glas/> - det fremgår i øvrigt af Wastetech i dag (23/11/2021) og Anders Damgaards indlæg på en DAKOFA-konference i november 2021, at det er dobbelt så belastende for miljøet at genanvende glas som at genbruge det (Damgaard, 2021).

TABEL 26. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Damgaard, A (2021): Hvad er de miljømæssige fordel og ulemper ved genbrug af glas? Indlæg på DAKOFA-konference: Glas - genbrug versus genanvendelse, 3. november 2021.
Relevante kontakter
Anders Damgaard (DTU Miljø)

4.1.4 Hvordan skal processen håndteres, hvis det for en given affaldsfraktion findes, at genanvendelse ser ud til at være en teoretisk mulighed, således at problemstillingen, og de praktiske og ressourcemæssige implikationer skal drøftes nærmere?

Det vil være meget hypotetisk og vanskeligt at opstille andet end meget generelle retningslinjer for, hvilken proces, der bør anvendes til at sikre en grundig diskussion og belysning af, hvilke praktiske og ressourcemæssige implikationer genanvendelse af en given affaldsfraktion, som ikke i forvejen genanvendes.

I lyset af de uhensigtsmæssige følger, som den nuværende uddelegering af ansvar i forhold til dele af Affaldsbekendtgørelsens § 4 (herunder specielt klassificering af affald som ikke-farligt eller farligt) og § 6 (herunder specielt afgørelser om opnåelse af End-of-Waste-status), hvor det blandt andet er uklart, i hvilket omfang en afgørelse taget i en kommune kan påvirke forholdene i en anden kommune (eller alle andre kommuner), skal det foreslås, at ekspertise og beslutningsmuligheder vedrørende ovenstående problemstillinger samles centralt, således at

der kan skabes et bæredygtigt fagligt miljø på området (gerne i regi af Miljøstyrelsen). Der bør også etableres gode relationer til stærke udenlandske forsknings- og lovgivningsmiljøer, ligesom der skal være kontakt til affaldsbehandlere, som ofte er i front på dette område. For at kompensere lidt for centralismen, bør der etableres en procedure, hvor tekniske løsninger og beslutningsforslag på et tidligt tidspunkt sendes til høring hos eksperter, stakeholders, kommuner, mv.

Der findes mange stærke forskningsmiljøer, der beskæftiger sig med genanvendelse og associerede problemstillinger. Som et par eksempler kan nævnes BOKU i Østrig, DTU i Danmark og TNO i Holland.

Selv om det ikke bør være hensigten at affaldsfraktionerne skal have End-of-Waste-status (EoW-status medfører, at affaldet overgår til produktlovgivningen, hvorved man – i hvert fald i øjeblikket – mister muligheden for at regulere miljøbeskyttelse i henhold til affaldslovgivningen), kan man godt lade sig inspirere af § 6 i Affaldsbekendtgørelsen, og opstille en procedure, som bl.a. tager hensyn til følgende:

- Affaldsfraktionen skal, med eller uden oparbejdning, kunne anvendes til specifikke formål.
- Der skal findes et marked eller en efterspørgsel efter affaldsproduktet (man kan eventuelt vælge at "stimulere" efterspørgslen gennem tilskudsordninger eller lovpåbud)
- Affaldsproduktet skal opfylde de tekniske krav til de specifikke formål og leve op til gældende lovgivning og normer på området
- Anvendelsen af affaldsproduktet må ikke få negative effekter på miljøet eller menneskers sundhed (gældende miljø- og sundhedslovgivning skal overholdes). Man kunne tilføje, at der også bør gennemføres en vurdering af det ressourceforbrug, som en eventuel oparbejdningsproces vil medføre.

TABEL 27. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Bekendtgørelse nr. 2159 af 9. december 2020 om affald.
Relevante kontakter
Marion Huber-Humer (BOKU), Anders Damgaard (DTU Miljø), André van Zomeren (ECN part of TNO)

4.1.5 Skal containeren til deponi på genbrugspladser underlægges strammere restriktioner?

Det er forfatterens erfaring, at der ofte blot findes én container til (forventet) deponeringsegnet (blandet) affald² på containerpladserne, hvilket jo harmonerer dårligt med de strategier for håndtering og deponering af blandet og mineralsk affald, som de selv (Hjelmar & Rosendal, 2021) og andre har foreslået. Som også nævnt i afsnit 4.1.1, vil det være hensigtsmæssigt at have flere containere til deponi på genbrugsstationerne, således at affaldet til deponi kan adskilles i relation til de valgte deponeringsstrategier. Det kræver, at der på forhånd er fastlagt deponeringsstrategier og kompatibilitetskrav for de relevante affaldsfraktioner. Det er måske ikke så mange fraktioner, det drejer sig om, men det vil selvfølgelig kræve noget ekstra plads. Det vil også være nødvendigt at udarbejde letforståelige anvisninger af, hvorledes sorteringen skal være. I denne sammenhæng kan det nævnes, at Rosendal & Hjelmar (2017) har analyseret data fra en stort antal genbrugsstationer og vist, hvorledes forskellige indretnings- og driftsforhold påvirker blandt andet mængden og kvaliteten af det affald, som fra genbrugsstationerne er blevet tilført deponeringsanlæggene.

Det er typisk meget svært og omkostningstungt at indføre strengere restriktioner på genbrugspladserne, og det vil betyde øget mandskab. Spørgsmålet er naturligvis, om det står mål med indsatsen. En måde, man uden at underlægge containeren strammere restriktioner på kunne

² Rene fraktioner som asbest m.v. ender dog ikke i denne container, men har egen container.

sikre en bedre sortering, kunne være i fællesskab (DepoNet, Dansk Affaldsforening, Miljøstyrelsen, Kommunernes Landsforening og brancheforeninger) at udarbejdede klare retningslinjer til kommuner og affaldsselskaber, om hvad man mener, bør ende i en (måske nogle få) deponicontainer(e) - dette hersker der en del tvivl om mellem de enkelte affaldsoplande, hvor det gøres forskelligt. Det bør overvejes, om man eventuelt kan dele den nuværende deponi-container op i en let og en tung fraktion (eventuelt i yderligere et par kategorier), dette kunne muligvis lette en eventuel efterfølgende sortering. Disse ændringer behøver jo ikke alle at afvente udviklingen af fremtidige deponeringsstrategier – etablering af fælles regler for aflevering af affald i deponeringscontainere(n) kunne måske med fordel ske nu.

TABEL 28. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Rosendal, R.M. & Hjelmar, O. (2017): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald. Aktivitet 1: Kortlægning af sammensætning og håndtering af (især) blandet affald. Sammenfattende rapport – Delaktivitet 1c. DepoNet.
Relevante kontakter
Jette Bjerre Hansen (Norrecco A/S)

4.2 Revision af opbygning af positivlister

4.2.1 Er det muligt at anvende karakteriseringsdata til omhyggelig udarbejdelse af positivlister for forskellige celler/enheder?

Muligheden for at anvende karakteriseringsdata til omhyggelig udarbejdelse af positivlister for forskellige enheder/celler er allerede diskuteret i afsnit 1.4.3 (og afsnit 1.4.2), som der skal henvises til. Det kan tilføjes, at sådanne data sammen med andre oplysninger også kan anvendes til udarbejdelse af negativlister, som for deponeringsenheder med en given deponeringsstrategi angiver affaldstyper, som kan forhindre, at den tilstræbte deponeringsstrategi kan gennemføres, og dermed forlænge eller ændre efterbehandlingen. En negativliste for en deponeringsenhed beskriver således affaldsfraktioner, som absolut ikke må modtages på den pågældende enhed. Elementer af dette er også diskuteret i afsnit 1.4.7. Det kan yderligere nævnes, at der er i regi af DepoNet (2021) er igangsat et projekt omkring reduktion af efterbehandlingstid og miljøbelastning gennem negativlister og selektiv deponering. Projektet forventes afsluttet medio 2022.

TABEL 29. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Se afsnittene 1.4.2, 1.4.3 og 1.4.7.
DepoNet (2021): Projektoplæg: Reduktion af efterbehandlingstid og miljøbelastning gennem negativlister og selektiv deponering. Udsendt til DepoNets medlemmer 10/06/2021.
Relevante kontakter
DepoNet medio 2022

4.2.2 Er de nuværende positivlister tilstrækkelige til at sikre, at kun deponeringsegnet affald ender på deponi?

En undersøgelse foretaget af Hjelmar & Rosendal (2021) viser med al tydelighed, at positivlisterne for en række deponeringsanlæg ikke fungerer efter hensigten, som heller ikke i sig selv afspejler nogen klar deponeringsstrategi. De er i deres nuværende udformning ikke tilstrækkelige til at sikre, at kun deponeringsegnet affald ender på (rette) deponeringsenhed. I praksis er der i nogle tilfælde på enheder for blandet affald modtaget affald, som ikke stod på positivlisten, og som ikke kunne karakteriseres som blandet affald. Generelt er der problemer med tildeling og anvendelsen af EAK-koder, specielt ved modtagelse af blandede affaldslæs. Af rapporten fremgår det, at positivlisten for en given deponeringsenhed spiller en meget væsentlig

(og måske undervurderet?) rolle i gennemførelsen og manifesteringen af en deponeringsstrategi, da den jo angiver, hvilke typer affald, der kan modtages på enheden. Desuden er den obligatoriske grundlæggende karakterisering af en given affaldstype knyttet til optagelsen på positivlisten for en deponeringsenhed. Med en styrkelse og bedre dokumentation af den grundlæggende karakterisering, som jo også er gældende for blandet affald (som pt. kun er undtaget fra kravene til testning), vil positivlisterne og den tilhørende dokumentation formentlig kunne gøres til meget stærke redskaber i udviklingen og implementeringen af bæredygtige håndterings- og deponeringsstrategier. En vis samordning og standardisering af positivlisterne – måske sammen med en vejledning – kunne formentlig føre til mere ensartede betingelser for allokering af affald på forskellige deponeringsanlæg og understøtte et samarbejde om udvikling af fælles retningslinjer for (mere) bæredygtig deponering af affald og understøtte en mere cirkulær økonomi på affaldsområdet. Endelig ville der formentlig kunne opstå en lille bonus i form af en lettere, mere korrekt og ensartet klassificering af modtaget affald i forhold til affaldslisten (EAK).

TABEL 30. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Se også afsnit 5.4.1 og henvisningerne derfra.
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.
Relevante kontakter
Ingen forslag

4.3 Er det hensigtsmæssigt fortsat at anvende affaldsfraktionen "blandet affald" på deponeringsanlæg? Kan den tilpasses eller skærpes?

I Hjelmar & Rosendal (2021) anføres det, at man som princip i udgangspunktet ikke bør tilføre det, som i dag defineres som "blandet affald", til et deponeringsanlæg – det bør i stedet, som foreslået samme sted, holdes adskilt eller adskilles opstrøms, og kun – hvis det ikke kan gøres – anvendes/nyttiggøres - tilføres som veldefinerede affaldsfraktioner, der er målrettet mod deponeringsenheder med deponeringsstrategier, som sikrer den kortest mulige efterbehandlingsperiode. Det kommer jo nok til at tage lidt tid, inden udviklingen kommer så langt, og i mellemtiden vil der formentlig stadig i et vist omfang blive tilført "blandet affald" til deponeringsanlæg. Som en start foreslår forfatterne til nærværende notat, at man på anlæggene kunne etablere mere eller mindre avancerede sorteringssystemer, som kan separere de forskellige typer affald, som findes i det blandede affald. Dette burde betales af affaldsproducenterne.

"Blandet affald" er jo i Deponeringsbekendtgørelsen (BEK 1253/2019) defineret som "*en delmængde af ikke-farligt affald, som består af en blanding af organisk og uorganisk materiale med et indhold af total organisk kulstof (TOC) på 50 g eller mere per kg tør prøve*". Det er en meget bred og uspecifik definition, og det kan absolut anbefales at indsnævre og præcisere definitionen, så den kommer til at afspejle de nye deponeringsstrategier. Måske kunne man starte tidligere med at omdefinere "blandet affald" – måske splitte det op i flere fraktioner? Man kunne for eksempel overveje, i hvilket omfang man skal tillade organisk materiale i affaldet. Det kan måske være hensigtsmæssigt at skelne mellem lettere og vanskeligt nedbrydelige organiske materialer, og mellem materialet selv (f.eks. plast) og additiver i plasten (f.eks. LAS, PFAS mv.).

De fleste deponeringsenheder for blandet affald tilføres i dag en del slam fra spildevandsanlæg. Da spildevandsslam ifølge Miljøstyrelsen (2013) indeholder ca. 40 % kulstof (formentlig

primært TOC), og da det formentlig indeholder en række mere eller mindre skadelige organiske stoffer på mikro-niveau, må det antages, at meningen med at anbringe det på en deponeringsenhed er, at det skal stabiliseres gennem mikrobiel nedbrydning. Hvis de fremtidige deponeringsstrategier sigter på at undgå bioreaktorer, bør der tænkes over, hvad der egentlig bør ske med slammet. I dag udbringes en del på marker som fosforgødning, og 30% forbrændes, men en betydelig del havner som nævnt ovenfor på deponeringsanlæggene. Hvis man ikke kan undgå at deponere slammet (sammen med ristestof og sand fra sandfang på rensningsanlæggene), bør det måske overvejes at indrette særskilte små bioreaktorer med gasudvinning til dette og lignende affald. Se f.eks. Grossule et al. (2018).

En affaldsfraktion, som må antages at være til stede lige så længe som man måtte være nødt til at fortsætte med at have en affaldsfraktion, som minder om det "blandede affald", som vi kender i dag, er finfraktionen eller restfraktionen, som bl.a. er beskrevet af Carl Bro (2002) og Hjelmar & Rosendal (2021). Restfraktionen, som ved sorteringsforsøg både i 2002 og i 2017 på blandede læs tilført deponeringsanlæg udgjorde mellem 48 og 50 vægt-% af det blandede affald, består af mindre dele, hovedsageligt mindre end 5 cm i diameter, og det er vanskeligt at bedømme, hvilke materialer den består af. Generelt kan det siges, at restfraktionen vil bestå af små affaldsstykker af de fraktioner, der ellers er blevet observeret i forsøgene. Endvidere kan restfraktionen bestå af mange små materialer, som ikke kan iagttages ved sådanne sorteringsforsøg, såsom opfej, gulvafslib el. lign. Undersøgelsen fra 2017 er beskrevet i Hjelmar & Rosendal (2021), og omfatter bl.a. fotos af restfraktionen og resultater af udvaskningstests (EN 12457-1) udført på disse og sammenlignet med diverse grænseværdier. Der findes, så vidt vides, ikke andre undersøgelser af denne, mængdemæssigt ganske betydende, fraktion. Det kan med fordel undersøges, om og i hvilket omfang fraktionen vil forekomme, hvis/når der ikke mere tilføres blandet affald til deponeringsanlæggene. Måske vil fraktionen forekomme i mere rene delstrømme, som for eksempel vejopfej. Der findes mindst to Miljøstyrelsesprojekter, som har beskæftiget sig med karakterisering og behandling af vejopfej (Miljøstyrelsen, 1998, og Miljøstyrelsen, 2006).

TABEL 31. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Carl Bro (2002): Etablering af praktisk anvendelige procedurer for accept af affald på deponeringsanlæg. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 11, 2002. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.
Miljøstyrelsen (2013): Betydning og værdisætning af kulstoflagring i forbindelse med tilførsel af organisk affald. Miljøprojekt nr. 1482, 2013. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
Grossule, V., Morello, L., Cossu, R., Lavagnolo, M.C. (2018): Bioreactor Landfills: Comparison and kinetics of the different systems. <i>Detritus</i> Vol. 03 – 2018, pp. 100-113.
Miljøstyrelsen (1998): Karakterisering af affald. Miljøprojekt nr. 414, 1998. Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet.
Miljøstyrelsen (2006): Karakterisering og behandling af vejopfej. Miljøprojekt nr. 1132, 2006. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.
Relevante kontakter
Valentina Grossule (University of Padova)?

4.4 Hvilke tiltag kan bringes i spil for at reducere "cascading" af uønskede stoffer i den cirkulære affaldsstrøm?

Der er ikke megen litteratur at finde om cascading, men Anders Damgaard fra DTU holdt et indlæg om netop dette emne på et DepoNet-møde i Odense. den 14. november 2019. Fokus

på indlægget var kontaminering af nye produkter via genanvendelse af affald særligt med fokus på papir. Der blev lagt vægt på vigtigheden af deponeringsanlæggene som en integreret del af den cirkulære økonomi. Cascading er typisk ikke ønsket, og sker ofte, fordi man ikke nødvendigvis har viden om uønskede stoffer i de produkter, man genanvender. Tiltag, der peges på, er netop at undgå, begrænse og fjerne stofferne fra kredsløbet, men dette kan typisk tage mange år, og i mellemtiden introduceres der ofte erstatningsstoffer, som har andre uønskede egenskaber. Et andet eksempel er bygge- og nedrivningsaffald, herunder betonaffald, hvor indholdet af en række uønskede stoffer i byggematerialerne (og dermed med mange års forsinkelse også i betonaffald fra nedrivninger og renovering) gradvis er blevet reduceret, bl.a. ved hjælp af selektiv nedrivning og afrensning og lovgivning. Udfasning af kilden til cascading tager typisk mange år, som f.eks. en udskiftning af bygningsmassen. EU-lovgivning som f.eks. REACH spiller en vigtig rolle i begrænsningen af uønskede stoffer i produkter i EU-medlemslande, men har også sine egne begrænsninger. REACH gælder også for produkter importeret udefra til EU-lande, men det er vanskeligt at kontrollere produktionssteder uden for EU. I princippet fungerer REACH som en positivliste, men sikkerheden heri er jo baseret på, at man ved præcis hvilke stoffer, der indgår i et givet produkt. Og som for byggematerialer kan der jo gå mange år før et produkt fra før REACH blev indført (2007) ender på et deponeringsanlæg. Det vigtigste redskab til begrænsning af fremtidig cascading (og mange andre problemer) må være øget kontrol med produktionen af varer og forbrugsgoder via EU-lovgivning og globale aftaler. Se også afsnit 4.8.1 om final sinks (slutdræn).

TABEL 32. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Damgaard, A. (2019): Deponeringsanlæg og cirkulær økonomi. Indlæg på DepoNet-møde den 14. november 2019. Kan findes på DepoNets Dropbox-folder.
Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH).
Relevante kontakter
Anders Damgaard (DTU Miljø)

4.5 Refleksioner om final sinks

4.5.1 Er der behov for forskellige strategier i forhold til forskellige materiale-/forureningstyper for at kunne opfylde visionen om at agere sikkerhedsnet for den cirkulære økonomi og samtidig sikre beskyttelse af det omkringliggende miljø?

Når man ønsker eller praktiserer "cirkulær økonomi", og i den forbindelse genanvender f.eks. bygge- og nedrivningsaffald, vil det være nødvendigt at "bløde" en strøm fra den næsten cirkulære materialestrøm for at forhindre eller reducere cascading af uønskede/skadelige stoffer (se afsnit 4.7 om cascading). Det vil sige, at der er brug for sinks eller final sinks (på dansk kunne man kalde det "dræn" og "slutdræn"). Professor Emeritus Paul H. Brunner fra Wiens Tekniske Universitet (TU Wien), som i mange år har beskæftiget sig med sinks og final sinks, har defineret begge som følger (Brunner, 2011):

"Der er hverken officielle eller endelige definitioner af dræn og slutdræn endnu. Nogle forsøg på at definere begreberne er blevet gjort i (Döberl & Brunner, 2004; Brunner, 2004). Baseret på metodologien i materialeflowanalyser er et dræn det modsatte af en kilde: Det er et sted, hvor output fra et system kan rummes. Således kan enhver proces uden for en given systemgrænse betegnes som et dræn. Fra et urbant metabolismesynspunkt er et dræn en menneskeskabt eller naturlig proces i slutningen af den materialelivscyklus, der modtager materialestrømme og opbevarer disse materialer i et bestemt tidsrum. Dræn kan også inkludere transport lige så vel som transformations- og opbevaringsprocesser. Opholdstider for materialer i

dræn er begrænset til tidsperioder fra minutter til århundreder. Dræn kan således også blive kilder til materialestrømme. Eksempler på dræn er spildevandsbehandlingsanlæg, affaldsbehandlingsprocesser eller luft, vand (f.eks. en flod) og jord som modtagere af materialestrømme” [I sammenhæng med deponeringsstrategier vil en ”ressourcebank” (se afsnit 2.2.5.) udgøre et dræn].

”Et slutdræn er enten i) en transformationsproces, der ødelægger materialer ved mineralisering eller anden proces, eller ii) en lagringsproces, der modtager og opbevarer immobile materialestrømme til geologiske tidsperioder. Ad i) Destruktion (eller transformation) afslutter eksistensen af et stof: F.eks. omdannes cellulose ved termisk eller biokemisk oxidation til CO₂ og H₂O. En sådan proces er således et slutdræn for cellulose. Ad ii) En slutdræns-opbevaringsproces modtager kun materialer, der har meget lille mobilitet i slutdrænsmiljøet, selv gennem geologiske tidsperioder. Derfor er det ikke sandsynligt, at den meget lille mængde af et stof, der forlader den slutdrænet, vil have nogen negativ indvirkning på miljøet. Men på grund af akkumulering kan koncentrationen af et stof i et slutdræn blive stor og dermed have en nedbrydende/negativ effekt på slutdrænet. Derfor er det nødvendigt at skelne mellem miljømæssigt sunde slutdræn og slutdræn. For at give to eksempler: Havet er et passende og miljømæssigt sundt dræn for klorid, for selv om al den klorid, der bruges af mennesker, endelig når frem til havet og bliver der i tusinder af år, vil dette ikke medføre en væsentlig forøgelse af koncentrationen af klorid i havet. På den anden side er stratosfæren ikke et miljømæssigt sundt slutdræn for menneskeskabte klorfluorkulbrinter, CFC’er. De akkumuleres i stratosfæren, og den resulterende koncentration i dette slutdræn bliver så høj, at ozonlaget ødelægges med skadelige konsekvenser for mennesker og miljø til følge.”

Det kan ikke udelukkes, at der kan blive brug for slutdræn for visse typer affald, herunder specielt nogle typer farligt affald, for hvilke det skønnes, at det selv langt ud i fremtiden ikke vil være muligt eller bæredygtigt at behandle/oparbejde det til anvendelige stoffer/produktet. Der er derfor behov for at vurdere, hvilke muligheder der under danske forhold vil være for at etablere miljømæssigt sunde slutdræn (hidtil har vi primært af økonomiske årsager kunnet eksportere f.eks. flyveaske og røggasrensningsprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg – som egentlig godt kunne oparbejdes til diverse produkter, hvis konjunkturerne var til det – til Norge og Tyskland).

TU Wien er et af de steder, hvor der forskes en del i dræn og slutdræn, ofte i relation til cirkulær økonomi, og der findes også en del artikler og konferenceindlæg om emnet, som måske kan bidrage med ideer og inspiration til en dansk udvikling og indarbejdelse af dræn og slutdræn i fremtidige deponeringsstrategier. Som eksempler kan nævnes Kral et al. (2019), Desing et al. (2019), Schiller et al. (2019) og Jandric et al. (2019).

TABEL 33. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Brunner, P.H. (2011): "Final Sinks" as a necessary element of sustainable waste management. Conference paper, https://www.researchgate.net/publication/258857801
Döberl, G. & Brunner, P.H. (2004): Substances and their (final) sinks - a new indicator for monitoring sustainability, in: Indicators for Evaluating Sustainable Development - The Ecological Dimension (Ed. by M. Jänicke), Freie Universität Berlin & Japanese-German Center, Berlin, 1 – 9, Berlin.
Brunner, P. H. (2004): Material flow analysis and the ultimate sink. Journal of Industrial Ecology, 8, 4-7.
Kral, U., Morf, L.S., Vuzinkarova, D., Brunner, P.H. (2019): Cycles and sinks: two key elements of a circular economy. Journal of Material Cycles and Waste Management (2019), 21: 1-9.

Desing, H., Bill, A., Böni, H., Hischier, R., Wäger, P. (2019): Material selection in product design based on closed loop recycling efficiency. Extended abstract of presentation at the 5th International Conference on Final Sinks, Recycling and its effect on product quality and final sink necessity, 8-11 December 2019, Vienna, Austria.

Schiller, G., Bimesmeier, T., Gruhler, K. (2019): Resource-conserving waste recovery and its consequences for recycling and landfilling. Abstract of a presentation at the 5th International Conference on Final Sinks, Recycling and its effect on product quality and final sink necessity, 8-11 December 2019, Vienna, Austria.

Jandric, A., Part, F., Diehl, F., Mouillard, F., Huber-Humer, M., Salhofer, S., Zafiu, C. (2019): Abundance of brominated flame retardants in WEEE plastics and their impact on recycling targets. Abstract of a presentation at the 5th International Conference on Final Sinks, Recycling and its effect on product quality and final sink necessity, 8-11 December 2019, Vienna, Austria.

Relevante kontakter

Ulrich Kral (TU Wien) (Paul H. Brunner er nu emeritus og måske mindre tilgængelig, men ellers et godt bud)

4.5.2 Hvor langt kan man nå med forbehandling før deponering og/eller aktiv behandling under opfyldning inden afslutning, og hvilke metoder findes der til at fjerne/fastholde uønskede/ønskede affaldsegenskaber (efterbehandling, gennemstrømning, etc.)?

Det kan være vanskeligt umiddelbart at kvantificere, hvor langt man kan nå med forbehandling eller aktiv behandling under opfyldning inden afslutning. Såvel forbehandling som aktiv behandling før afslutning og i efterbehandlingsperioden er tidligere beskrevet i afsnittene 1.1.2, 1.4.4, 1.4.5 og 2.2.1, mens metoder til at fjerne uønskede affaldsegenskaber og fastholde ønskede egenskaber yderligere er omtalt bl.a. i afsnittene 2.2.2 og 2.2.3.

Det kunne være interessant, når der foreligger nye deponeringsstrategier, at forsøge at kvantificere effekten af de forskellige mulige tiltag i relation til de forskellige strategier.

TABEL 34. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur

Se under 1.1.2, 1.4.4, 1.4.5, 2.2.1, 2.2.2 og 2.2.3.

Relevante kontakter

Se under 1.1.2, 1.4.4, 1.4.5, 2.2.1, 2.2.2 og 2.2.3.

4.5.3 Kan udledning af miljøproblematiske stoffer fra deponeret affald forhindres med nye deponeringsstrategier, eller kan man med rensning af perkolat opfylde visionen?

Den eneste af de diskuterende deponeringsstrategier, som med sikkerhed kan forhindre en vis udledning af miljøproblematiske stoffer fra deponeret affald (i en periode), er depotmodellen, hvor affaldet afventer "bedre tider" (teknologiuudvikling, ændrede konjunkturer) i en lagerbygning. De øvrige deponeringsstrategier bygger i princippet på hurtig udvaskning/stabilisering med opsamling og behandling/rensning af perkolatet og/eller langsom udledning af en flux, som kan accepteres i omgivelserne, eventuelt kombineret med in-situ tiltag og/eller on-site behandling. For at kunne tilrettelægge strategi og behandling bedst muligt, er det som beskrevet i afsnit 4.8.5 nødvendigt at have et overblik over både "nye" og "gamle" miljøproblematiske stoffer (eller stoffer i det hele taget) og deres karakteristika med hensyn til risici, opførsel og behandlingsmuligheder. Hvis visionen om bæredygtighed skal realiseres i videst muligt omfang, bør de forskellige mulige kombinationer af strategier og tiltag vedrørende håndtering og eventuel rensning af perkolatet nok bl.a. underkastes en livscyklusvurdering. For så vidt angår

de forskellige strategier og tiltag, skal der bl.a. henvises til afsnittene 1.1.2, 1.4.5, 2.2.2 og 2.2.3.

TABEL 35. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Se under afsnittene 1.1.2, 1.4.5, 2.2.2, 2.2.3 og 4.8.5
Relevante kontakter
Se under afsnittene 1.1.2, 1.4.5, 2.2.2, 2.2.3 og 4.8.5

4.5.4 Hvordan håndteres forventning om "nye" problematiske stoffer, som i fremtiden skal vurderes i forhold til "egnethed" for deponering?

Hvis man vil danne sig et indtryk af, hvilke "nye" problematiske stoffer, der i fremtiden og dermed i forhold til fremtidige deponeringsstrategier skal vurderes i relation til "egnethed" for deponering, kan man starte med at se på analyser af perkolat fra eksisterende deponeringsanlæg. Som det bl.a. fremgår af Miljøstyrelsen (2018), bliver perkolatet på den del deponeringsanlæg analyseret for et betydeligt antal organiske og uorganiske stoffer. Af hensyn til fremtidsperspektivet bør man specielt kigge på perkolatet fra nyere, igangværende deponeringsenheder. Man kunne forsøge at opspore, fra hvilke affaldstyper stofferne, herunder en række organiske stoffer med meget lave grænseværdier i forhold til vandkvalitet, stammer. Det vil i nogen grad være gætværk, men man kan jo forsøge at verificere eller afkræfte det ved at analysere og teste de mistænkte produkter.

I en undersøgelse af perkolat fra 6 deponeringsanlæg (hvoraf de fleste var gamle lossepladser) er der bl.a. fundet bisphenol A, phtalater, PFAS og 1,4-dioxan (Miljøstyrelsen, 2017). Antallet af nye og potentielle problemstoffer er formentlig langt større.

Der er behov for en større dataindsamling og en udredning af forekomsten af "nye" stoffer i perkolat fra forskellige deponeringsanlæg og den absolutte og relative risiko, som de forskellige "nye" (og "gamle") stoffer kan udgøre, samt af hvordan de i givet fald kan fjernes fra perkolatet ved forskellige rensningsmetoder, og hvordan de vil opføre sig i relation til de forskellige deponeringsstrategier, som måtte være under udvikling eller overvejelse. Nu og her, mens vi venter på udviklingen af fremtidige deponeringsstrategier, kunne man måske tilskynde til i en gang om året eller hvert andet år at underkaste perkolatet fra de forskellige celler på deponeringsanlæggene for et bredere (og eventuelt centralt koordineret) analyseprogram.

Man kunne også kigge på "fremtidsstudier", der for eksempel forsøger at vurdere, hvilke materialer, der vil blive anvendt i fremtidige produkter og hvilke stoffer, de kan indeholde. Eksempelvis har DanWS i 2015 for Miljøstyrelsen udarbejdet undersøgelsen: *Future end of life vehicles*. Rapporten, der aldrig er blevet offentliggjort, beskrev den forventede sammensætning af bilaffald over de næste 10 – 20 år. Denne og andre tilsvarende undersøgelser kunne måske tjene til inspiration.

TABEL 36. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Miljøstyrelsen (2017): Nye forureningsstoffer i perkolat fra lossepladser. Teknologiuudviklingsprojekt. Miljøprojekt nr. 1933, 2017. Miljøstyrelsen.
Relevante kontakter
Ingen forslag

4.6 Refleksioner om tilsyn og modtagekontrol

4.6.1 Er der behov for at definere en ny risikobaseret tilsynsmodel for deponeringsanlæg (i relation til affaldstilsynet), som har til formål at minimere deponering af uønskede materiale typer. Såfremt at dette behov findes, skal en model for et sådan tilsyn skitseres.

Som tidligere beskrevet finder forfatterne det vigtigt, at vi får ensrettet modtagekriterier og positivlisterne for deponeringsanlæggene, og at den kommunale anvisning er forholdsvis stringent i hele landet, da der kan være lokale forskelle. Hvis positivlisterne for de enkelte affaldskategorier er enslydende for alle anlæg, så vil det være lettere at udarbejde klare vejledninger til anlæggene. 95% af det affald, der modtages, er forholdsvis uproblematisk læs i relation til de pt. gældende regler, og kræver ikke større opmærksomhed.

Som udgangspunkt er det normalt ikke svært for anlæggene at vurdere, hvad der er mineralisk eller inert affald, mens det farlige affald ofte kræver en større indsats, men typisk kan vurderes ud fra analyser og indhold. Det er det blandede affald, der kan skabe den største tvivl. Som udgangspunkt kan man jo sige, at det affald, som ikke er genanvendeligt eller forbrændingseget, er deponeringseget. Affald fra genbrugspladserne skaber sjældent tvivl, og her handler det alene om at sikre, at sorteringen på pladsen har været korrekt gennemført. Nogle gange eller sjældent modtages et læs blandet affald (typisk lokalt produktionsaffald, som er opstået ved en fejl, og som kun forekommer i den pågældende kommune) som er anvist af kommunen men som kan vejes ind som blandet affald jf. positivlisten, men hvor man kan være i tvivl om hvorvidt affaldet reelt er deponeringseget. En vurdering af dette kræver ofte en større opfølgende indsats mellem kunden og anlægget, for at diskutere evt. alternative behandlingsmuligheder. Nogle anlæg vælger at prioritere og bruge tid på dette, mens andre sikkert ikke har de fornødne ressourcer til dette.

Når fremtidens deponeringsstrategi er blevet fastlagt, og positiv- og negativlisterne afspejler de strategiske overvejelser omkring de enkelte deponeringsenheder, kunne man måske tilføje nogle nye elementer til affaldstilsynet for de enkelte deponeringsanlæg. Det er forfatterens indtryk, at de tilsynsførende, som det er nu, ikke nødvendigvis fokuserer på de forskellige affaldstyper, som deponeringsanlægget må modtage, og kontrol af dette er sjældent en del af basis-tilsynet, men baserer sig oftest på de obligatoriske stikprøver, der rapporteres sammen med årsrapporterne. Man kunne i tilsynet indlægge en diskussion af i hvilket omfang de faktisk modtagne affaldsmængder og typer gennem tiden siden det forrige tilsyn eller det forløbne år svarer til det, som er opført på positivlisterne (det kunne også gøres til en del af årsrapporten, som diskussionen så kunne tage udgangspunkt i). Hvis det er muligt, kunne man også inddrage de relative mængder af de forskellige affaldstyper, og måske vurdere, om det ligger inden for den variation, som deponeringsstrategien og eventuelle risikovurderinger er baseret på. Efter forfatterens mening bør tilsynet selvfølgelig være særligt opmærksomt på, om der er blevet tilført affald, som står på negativlisten, eller affald, som hverken står på positiv- eller negativlisterne.

Man kunne også benytte lejligheden til at opgradere og formalisere informationsniveauet og -intensiteten mellem tilsynet og operatørerne på deponeringsanlæggene. Kommunikationen bør gå begge veje, men som et eksempel kan det nævnes, at når der kommer nye regler f.eks. i Affaldsbekendtgørelsen, så er det vigtigt at der informeres og kommunikeres klart ud til anlæggene, så man har god tid til at informere sine kunder om de nye retningslinjer. Det kræver ofte lidt tid (og vejledning) at få nye tiltag implementeret. Man har eksempelvis introduceret obligatorisk genanvendelse af stenuld, som tidligere er blevet deponeret, i den nye version af Affaldsbekendtgørelsen. Der har hersket tvivl om, hvorvidt det var al stenuld, der kunne genanvendes, da det før 1997 var klassificeret som farligt affald jf. brev til kommunerne af 12. juni 2014. Resultatet er, at en del stenuld fortsat køres til deponi, hvilket i øvrigt ofte er den billigste løsning.

Med hensyn til den praktiske organisering af en ændret tilsynsform kan der måske hentes lidt inspiration hos IMPEL (2016).

TABEL 37. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur

IMPEL (2016): IMPEL landfill project. Inspection guidance book for landfill inspection. A practical book with guidance on activities on landfills (Revision 2016). European Union Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law.

Relevante kontakter

IMPEL: <https://www.impel.eu/>

4.6.2 Er modtagekontrollen af fornøden kvalitet, og er der behov for at udtænke en generisk model for modtagekontrol?

Der er i dag ca. 40 aktive deponeringsanlæg i Danmark (heriblandt medtælles ikke havbund-sedimentdepoter), og der findes ikke en facitliste til modtagekontrol. Der er meget stor forskel på, hvordan denne gennemføres på de forskellige anlæg.

Som udgangspunkt bør modtagekontrollen altid være af en så god kvalitet, at man sikrer, at affaldet står på positivlisten for den aktuelle deponeringsenhed. Man skal typisk være særligt opmærksom, når affald, der er ensartet fra gang til gang kommer ind, f.eks. fra affaldsproducenter, der får en deklaration godkendt for et år af gangen, hvor man må sikre, at kun affald, som er omfattet af deklarationen, godkendes til modtagelse.

Hovedparten (90%) af det affald, der modtages, er ensartede og "rene" læs bestående af hhv. asbest, PCB-forurenede affald, slam og vejopføj, forurenede brokker, forurenede jord. Ved læs bestående af asbest og PCB-forurenede affald kan der forekomme fremmedlegemer (træ, gips), som kunne være udsorteret, men som ikke er genanvendeligt. da det anses for at være kontamineret.

Med de nye regler for byggeaffald pr. 1. januar 2021, herunder krav til løbenummer, er der opnået langt mere fokus på det bygningsaffald, som køres ind på anlæggene. Der er ikke længere noget affald, der kan modtages, uden det har været inde over kommunens vurdering og anvisning.

Der hvor det er sværest for anlæggene at udføre modtagekontrollen, er klart på de "blandede læs" fra genbrugspladserne og fra nedrivningsprojekter. Det kan være svært at vurdere, om der indgår sammensatte produkter, der ikke reelt kan skilles ad, men det hører dog til sjældenhederne, at der modtages læs, som ikke er deponeringsegnete, da det typiske er dyrere at deponere end at genanvende, og de opdages typisk, allerede inden affaldet indvejes. Man kan ofte finde affald, der kunne være fraført til enten forbrænding eller genanvendelse, men hvis det ikke ligger under en bagatelgrænse, vil det sandsynligvis kunne frasorteres på stedet. En opfølgende indsats vil kunne mindske fejl fremadrettet. Som også omtalt i afsnit 4.6 har Hjelmar & Rosendal (2021) foreslået, at det bør tilstræbes at sortere affaldet opstrøms i kompatible fraktioner i stedet for blande forskellige affaldstyper, der er inkompatible med hensyn til deponeringsstrategi. Hvis/når dette sker, bliver det formentligt simplere at foretage modtagekontrol, og i så fald vil det næppe være nødvendigt at ændre fremgangsmåden væsentligt.

Der findes meget lidt publiceret om modtagekontrol på deponeringsanlæg. Emnet er berørt i en rapport fra Bipro & Arcadis (2011) og i en vejledning fra IMPEL (2016), men fylder ikke meget sammenlignet med de øvrige emner, der behandles. Begge rapporter indeholder dog en del praktisk orienteret information om inspektion/kontrol og drift af deponeringsanlæg.

TABEL 38. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Bipro & Arcadis (2011): Practical manual on permitting and inspection of waste management operations. Services to support Member States' enforcement actions and inspections concerning the application of EU waste legislation. Final version, 22 December 2011. European Commission, Brussels.
IMPEL (2016): IMPEL landfill project. Inspection guidance book for landfill inspection. A practical book with guidance on activities on landfills (Revision 2016). European Union Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law.
Relevante kontakter
IMPEL: https://www.impel.eu/

5. Revision af tekniske krav til celler og anlæg

5.1 Hvordan bør kravene for deponeringsanlæg ændres som følge af færdiggørelse af risikovurderingsprojektet?

Risikovurderingsprojektet var først og fremmest rettet mod eksisterende og lukkede deponeringsanlæg, men den udviklede metodik vil også – med udgangspunkt i de indhøstede erfaringer – i et betydeligt omfang kunne anvendes i planlægning af nye deponeringsanlæg under nye eller mere præciserede deponeringsstrategier og til opstilling af nogle af de krav, som bør stilles til fremtidens deponeringsanlæg. Forfatterne mener, at en del af disse forbedringer allerede bør komme til udtryk og implementeres i en eventuel kommende revision af den eksisterende deponeringsbekendtgørelse, da de vil være relevante både under de nuværende forhold og i relation til fremtidige deponeringsstrategier.

Den helt dominerende erfaring fra kildestyrkedelen af Risikovurderingsprojektet (Miljøstyrelsen, 2018b) var, at datagrundlaget i form af repræsentative perkolatmoniteringsdata, der beskriver sammensætningen af perkolatet fra en deponeringsenhed som funktion af L/S, generelt for stort set alle deponeringsanlæg er utilstrækkeligt til gennemførelse af en optimal kildestyrkeestimering. Kravene i Deponeringsbekendtgørelsens Bilag 2, stk. 4 til monitorering af mængde og sammensætning af perkolat er alt for begrænsede og upræcise og understreger ikke vigtigheden af at have samhørende værdier af perkolatflow og perkolatsammensætning (og gerne også akkumulerede deponerede affaldsmængder), hvilket har resulteret i meget forskellige (og oftest utilstrækkelige) monitoringskrav i miljøgodkendelserne for de forskellige deponeringsanlæg. I Miljøstyrelsen (2018b) gives der bl. a. følgende anbefalinger, som bør implementeres i fremtidige versioner af Deponeringsbekendtgørelsen:

"Der foretages [samhørende] målinger af såvel perkolatproduktion som perkolat kvalitet separat for hver enkelt deponeringsenhed [og -celle]. På eksisterende anlæg, hvor dette ikke sker, bør det undersøges, om det kan lade sig gøre at omlægge eksisterende perkolat transportsystemer, således, at det bliver muligt at måle flow og udtage perkolatprøver separat fra de enkelte celler/områder/etaper eller eventuelt fra flere enheder af sammenlignelige typer og alder.

Mindst én gang om året analyseres perkolatet fra en given enhed for de stoffer, som for den pågældende type af deponeringsenhed skal indgå i kildestyrkeestimeringen og risikovurderingen (se basis-stoffisterne i Miljøstyrelsen (2018a), Tabel 0-4), suppleret med Al, BI5, Ca, COD, konduktivitet, pH, Si og Total-N, som ikke er blandt de stoffer, der er foreslået til kildestyrkeestimeringen. pH og konduktivitet er medtaget, fordi de er vigtige indikatorer for den kemiske tilstand i perkolatet og konduktiviteten også for udvaskningsgraden. BI5 og COD (og forholdet imellem dem) er indikatorer for nedbrydnings-graden af organiske stoffer og indgår desuden ofte i afregningen for perkolat rensningen i opfyldnings- og efterbehandlingsperioderne. Ca og Si er vigtige makroioner, som er med til at skabe det geokemiske miljø i perkolatet og indgår sammen med Al i det analyseprogram, som i henhold til Deponeringsbekendtgørelsen skal gennemføres i forbindelse med grundlæggende karakteriseringstestning af affald til deponering. Total-N kan sammen med ammonium-N sige noget om re-doxforholdene og kan under reducerende forhold omdannes til ammonium-N. Forslaget er for de forskellige typer deponeringsenheder/lossepladser opsummeret i Tabel 4 5 [i Miljøstyrelsen (2018b)]."

Til listen i Tabel 4.5 i Miljøstyrelsen (2018b) kunne man bl.a. tilføje PFAS i lyset af de seneste års øgede fokus på disse stoffer. I lyset af de begrænsede merudgifter, det ville medføre, kunne man til analyseprogrammet for enheder for mineralsk affald tilføje B, Mn og Total-P.

Selv om ovenstående på nogle punkter kan gå ud over, hvad der kræves i anlæggenes godkendelser i dag og i Deponeringsbekendtgørelsen og derfor kan medføre nogle ekstra udgifter, vil gennemførelsen af de nævnte tiltag efter forfatternes mening sandsynligvis være en god investering set i lyset af den øgede sikkerhed i datagrundlag og kvalitet af kildestyrkeestimerer og risikovurderinger, som for eksempel vil kunne bidrage til en mere sikker vurdering af efterbehandlingsens varighed.

Eksempelberegningerne i Risikovurderingsprojektet (som endnu ikke er offentliggjort) indikerer, at forudsætningen om en efterbehandlingstid på 30 år, der i Deponeringsbekendtgørelsen danner grundlag for fastsættelsen af sikkerhedsstillelsen, næppe vil være tilstrækkelig. Det er egentlig ikke overraskende, heller ikke på et rent teoretisk grundlag, da de beregninger, som lå til grund for fastsættelsen af de danske modtagekriterier for affald til deponering, som forudsætning havde efterbehandlingstider på henholdsvis 50 år (enheder for mineralsk affald) og 70 år (enheder for farligt affald), se Bilag 1 i Miljøstyrelsen (2015). Dette burde give anledning til en revision af antagelsen i Deponeringsbekendtgørelsen om, at udgangspunktet for sikkerhedsstillelsen 30 år, men måske snarere bør være 50 eller 80 eller måske endnu mere. Det kan nævnes, at en overslagsberegning i Hjelmar et al. (1994) viste, at det for en 12 m høj enhed for blandet affald ved en infiltration af nedbør på 200 mm/år kunne tage omkring 150 år at nå "final storage quality" under de dagældende vandkvalitetskrav. Anlæggene bør således have mulighed for at opkræve et mere korrekt beløb af brugerne. Man kunne eventuelt gøre det obligatorisk i forbindelse med ansøgningen om miljøgodkendelse at gennemføre en estimering af efterbehandlingstiden (ved hjælp af Risikovurderingsmodellen), hvor der blev taget hensyn til forudsætningerne for beregningerne af modtagekriterierne. I forbindelse med udvidelser af eksisterende anlæg, bør estimeringen gentages med inddragelse af konsekvenserne af udvidelserne. Dette vil formentlig for de enkelte anlæg kunne give et forbedret grundlag for beregning af sikkerhedsstillelsen og deponeringsprisen.

I Deponeringsbekendtgørelsens bilag kunne man også fremhæve vigtigheden af at opnå den størst mulige infiltration af nedbør og gennemstrømning af affaldet, mens membraner og perkolatopsamlingsystemer er intakte, og måske nævne nogle tiltag, som kunne fremme dette (højpermeabel overdækning, shreddning af affald i plastposer, mv.). Der burde måske også stå noget om recirkulation, men det vil nok kræve en F&U-indsats først – i Risikovurderingsmodellen er det pt. ikke muligt at tage hensyn til effekten af recirkulering af perkolat.

Efter forfatternes mening, bør Deponeringsbekendtgørelsen også omfatte nogle kriterier og anvisninger, der er så præcise som muligt, for hvornår efterbehandlingen på en deponeringsenhed kan afsluttes, og hvilken evidens det forudsætter. I øjeblikket står der i bekendtgørelsens § 31 blot: *"Tilsynsmyndigheden skal træffe afgørelse om, hvornår efterbehandlingen af deponeringsanlægget eller deponeringsenheden kan anses for afsluttet, og deponeringsanlægget eller deponeringsenheden dermed overgår til passiv tilstand"*. Det kan nævnes, at Environment Agency i UK har udgivet en detaljeret vejledning i hvilke forhold, der skal undersøges og rapporteres, hvis man skal have tilladelse til at stoppe efterbehandlingen på et deponeringsanlæg (Environment Agency, 2012). Fremgangsmåden er risikobaseret og opdelt i procedurer for enheder der vurderes at udgøre henholdsvis lav og høj risiko.

Forfatterne mener endvidere, at Deponeringsbekendtgørelsen også bør forholde sig til de risici, der er forbundet med placering og design i relation til en mulig badekarseffekt (herunder effekten af den såkaldte geologiske barriere, som er omtalt i Bilag 1 til bekendtgørelsen), og de eventuelle muligheder for at undgå den (afsnit 4.2.4 i Hjelmar & Rosendal (2021)). Samtidig bør den procedure, som er omtalt i Bilag 12 til Sammenfatningen: "Anvendelse af metodik til risikovurdering ved deponering af affald" (som endnu ikke er udgivet) og kapitel 5 i Miljøstyrelsen (2015a) omtales/beskrives i forbindelse med ovenstående forslag om anvisninger vedrørende afslutning af efterbehandlingen. Forebyggelse eller udnyttelse af badekarseffekter er samtidig et område, hvor der er behov for udvikling og innovation.

TABEL 39. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Miljøstyrelsen (2018a): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 – Kildestyrke. Konceptuelle modeller. Miljøprojekt nr. 2057/December 2018.
Miljøstyrelsen (2018b): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 – Kildestyrke. Opbygning af kildestyrkemodel. Miljøprojekt nr. 2058/December 2018.
Environment Agency (2012): How to surrender your environmental permit: The Landfill Sector (EPR 5.02) and other permanent deposits of waste. Bristol: The Environment Agency for England & Wales.
Miljøstyrelsen (2015a): Afslutning af efterbehandlingen på deponeringsanlæg, Miljøprojekt nr. 1726, Miljøministeriet.
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.
Hjelmar, O., Johannessen, L.M., Knox, K., Ehrig, H.-J., Flyvbjerg, J., Winther, P., Christensen, T.H. (1994): Management and Composition of Leachate from Landfills. Final Rapport. Contract No. B4-3040/013665/92, DGX1 A.4, Commission of the European Communities. Tilgængelig efter anmodning.
Relevante kontakter
DanWS, Tage Vikjær Bote (COWI)

5.2 Hvad er behov og mulighed for/nødvendighed af designmæssige tiltag for kommende deponeringsanlæg/enhed/celle, som skal modtage en given affaldstype med de reviderede krav

Nye eller bedre beskrevne deponeringsstrategier og reviderede krav i deponeringsbekendtgørelsen bør følges op af designmæssige og driftsmæssige tiltag i forbindelse med etablering og drift af kommende deponeringsenheder og celler. En række af disse tiltag, som for en given enhed vil/bør være relateret til deponerings- og udvaskningsstrategien og positivlisten for den pågældende enhed, er allerede nævnt i de foregående sektioner.

Blandt relevante designmæssige tiltag kan nævnes:

- Indretning af højden/tykkelsen af affaldet i enheden efter udvaskningsstrategien (jo tykkere, jo længere udvaskningstid, alt andet lige).
- Man kunne overveje placering af deponeringsenheder helt over oprindeligt terræn; det kunne give nogle muligheder for passiv drift og kontrol i forbindelse med efterbehandlingen og afslutningen af denne.
- Indretning af drænsystemer og pumpebrønde, så flow og sammensætning af perkolatet fra ALLE enheder og celler kan monitoreres særskilt.
- Eventuelt indbygning af installationer, som – om nødvendigt – kan forhindre badekarseffekter.
- Indretning af daglig tildækning og sluttildækning, som optimerer infiltration af nedbør (med mindre deponeringsstrategien tilsiger noget andet).

Blandt relevante driftsmæssige tiltag kan nævnes:

- Opstramning og tilpasning af positivlister (og negativlister) til de valgte deponeringsstrategier.
- Opgradering af modtagekontrol i overensstemmelse med forbedrede positiv- og negativlister (det bør overvejes, om affaldet skal afleveres til anlægget og efter inspektion og eventuel sortering placeres på enheder/celler af anlæggets eget personale).

- Eventuel forbehandling, afhængigt af affaldstype og deponeringsstrategi, f.eks. shreddning for at forbedre gennemstrømningsforholdene, eventuel vandmætning forud for recirkulering, hvis strategien er hurtigst mulige udvaskning.
- Gennemførelse af den under punkt 5.1 foreslåede monitorering af perkolatmængde og perkolatsammensætning.
- For enheder, hvor der forventes eller vides at ville ske en vis biologisk omsætning, kan der under opbygningen af affaldet i forskellige dybder udlægges rørledninger, som senere kan benyttes til beluftning. Tilsvarende kan der i affaldet udlægges rør, som kan anvendes til distribution af perkolat i forbindelse med recirkulering.

TABEL 40. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Se nogle af de foregående sektioner
Relevante kontakter
Se nogle af de foregående sektioner

5.3 Bør der foretages en konsekvensanalyse af de reviderede krav, der måtte opstå i forbindelse med risikovurderingsprojektet?

Set i lyset af, at der hele tiden kommer ny viden f.eks. i forbindelse med risikovurderingsprojektet eller andre relevante projekter burde dette automatisk medføre en revision af deponeringsbekendtgørelsens krav, når denne opdateres. Konsekvensanalysen heraf er en intern juridisk afklaring i Miljøstyrelsen, som ikke skal kommenteres her. Det kan nævnes, at for så vidt angår EU-reglerne, så er Deponeringsdirektivet er jo et minimumsdirektiv, hvilket gør det muligt for Danmark eventuelt at skærpe reglerne i forhold til direktivet (og den tilhørende (berigtigede) Rådsbeslutning 2003/33/EF. Det kan dog i nogle tilfælde være vanskeligt at afgøre, om en given afvigelse repræsenterer en skærpelse eller det modsatte.

TABEL 41. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Rådets Direktiv 1999/31/EF af 26. april 1999 om deponering af affald.
Rådets Beslutning af 19. december 2002 om opstilling af kriterier og procedurer for modtagelse af affald på deponeringsanlæg i henhold til artikel 16 og bilag II i direktiv 1999/31/EF (OBS: For så vidt angår Bilaget til Rådsbeslutningen gælder den efterfølgende berigtigelse, da det oprindelige bilag er fyldt med oversættelsesfejl).
Rådets Direktiv 2011/97/EU af 5. december 2011 om ændring af direktiv 1999/31/EF for så vidt angår specifikke kriterier for oplagring af metallisk kviksølv, der betragtes som affald.
Directive (EU) 2018/850 of the European parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 1999/31/EC on the landfill of waste.
Bekendtgørelse nr. 1253 af 21/11/2019 om deponeringsanlæg.
Relevante kontakter
Ingen forslag

5.4 Hvordan kan deponeringsanlæg i fremtidens bedst beskyttes fra stigende grundvand og havvand, såfremt de vil have celler med meget lange efterbehandlingsperioder?

De omfattende og eskalerende klimaforandringer nødvendiggør en aktiv indsats mod risikoen for de oversvømmelser, den globale opvarmning fører med sig. Uanset en proaktiv klimapolitik vil disse udfordringer blive stadig mere alvorlige. Det kan være svært at pege på generelle løsninger, da de afhænger af, hvor deponeringsanlægget er beliggende (kystnært eller indenlandsk), og hvor vandstigningerne kommer fra. Det kan f.eks. være havvandstigninger, eller

grundvandsstigninger. Det er forfatterens indtryk, at der for udsatte eksisterende deponeringsanlæg findes (dyre) muligheder for f.eks. afværgepumpning, opbygning af diger, spuns eller landfill mining, men at eventuelle tiltag skal vurderes fra sag til sag. For fremtidige deponeringsanlæg bør forebyggende sikring mod stigende grundvand og havvand naturligvis indgå i den samlede deponeringsstrategi.

Teknologirådet (2021) har for Danske Regioner nedsat en uafhængig ekspertarbejdsgruppe, som gennem en række temamøder har vurderet udfordringer, dilemmaer og mulige løsningsveje til at styrke den danske klimatilpasning. Arbejdsgruppen har arbejdet med udfordringer og løsningsveje, men ikke fremtidig ansvarsfordeling, og er kommet op med en række anbefalinger:

Problemernes omfang skal kortlægges nøje, herunder hvilke kyststrækninger er mest sårbare?

Hvor store værdier er truet?

Den nuværende lovgivning og ansvarsfordeling skal revideres i lyset af de ændrede vilkår.

Der skal udvikles finansieringsmodeller som fordeler ansvaret og byrderne klart mellem alle parter, der har fordel af kystsikring og klimatilpasning: Grundejere, virksomheder, erhverv, kommuner, regioner, stat, samfundet som helhed.

Nye standarder skal udarbejdes, og sikring mod stormflod skal indarbejdes i planlægningen. Samarbejdet og ansvarsdelingen mellem nabokommuner skal i faste rammer, så man sikrer sammenhængende helhedsløsninger

Den umiddelbart mest relevante publikation om emnet stammer fra Miljøstyrelsen selv, nemlig Miljøprojekt nr. 1598 fra 2014 (Miljøstyrelsen, 2014b), som beskriver klimaforandringerne indflydelse på risikovurdering af lossepladser i Danmark. Rapporten, der blandt andet opsummerer resultaterne af en workshop afholdt i marts 2014, indeholder en grundig gennemgang af betydende elementer og processer samt relevante eksisterende data og metoder til belysning af klimaændringerne indflydelse på forskellige typer af lossepladser. Der indgår desuden en gennemgang af cases og en perspektivering af problemstillingen. Med Region Syddanmark som kontraktholder er rapporten resultatet af et projekt under Miljøstyrelsens Teknologiudviklingsprogram for jord- og grundvandsforurening. Projektet var medfinansieret af Region Syddanmark og Region Midtjylland.

En anden meget grundig, opdateret og omfattende gennemgang af de udfordringer, som en stigende vandstand i havene udgør i forhold til kystnære deponeringsanlæg, er netop (i september 2021) blevet publiceret af Nicholls et al. (2021). Udover en generel beskrivelse og diskussion af problemstillingen omfatter artiklen case-beskrivelser fra England, Frankrig, Tyskland, Holland og Florida.

Wille (2018) har diskuteret muligheden for at eliminere risikoen for belgiske deponeringsanlæg, som er truet af stigende hav- eller grundvandsniveau, ved simpelthen at flytte affaldet til et sikrere sted og/eller ved landfill mining. Den risiko, som det stigende havniveau udgør for kystnære deponeringsanlæg i England er blandt andet blevet belyst af Brand et al. (2018), Wadey et al. (2019) og Beaven et al. (2020).

TABEL 42. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Miljøstyrelsen (2014b) Klimaforandringernes indflydelse på risikovurdering af lossepladser Opsamlingsnotat efter workshop Miljøprojekt nr. 1598, 2014.
Teknologirådet (2021) Klimatilpasning for fremtiden Udfordringer, dilemmaer og løsningsveje.
Nicholls R.J., Beaven, R.P., Stringfellow, A., Monfort, D., Le Cozannet, G., Wahl, T., Gebert, J., Wadey, M., Arns, A., Spencer, K.L., Reinhart, D., Heimovaara, T., Santos, V.M., Enríquez, A.R., Cope, S. (2021): Coastal Landfills and Rising Sea Levels: A Challenge for the 21st Century. <i>Frontiers in Marine Science</i> , Volume 8.
Beaven, R.P., Stringfellow, A.M., Nicholls, R.J., Haigh, I.D., Kebede, A.S., Watts, J. (2020): Future challenges of coastal landfills exacerbated by sea level rise, <i>Waste Management</i> Volume 105, 2020, pp. 92-101.
Wille, E. (2018): Flooding risks at old landfill sites: Linear Economy meets climate change, Proceedings of the 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining, Mechelen 05-06/02/2018, New York, NY, pp. 361-365.
Brand, J. H. & Spencer, K. L. (2020): Will flooding or erosion of historic landfills result in a significant release of soluble contaminants to the coastal zone? <i>Sci.Tot. Environ.</i> 724, 138150. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138150.
Wadey, M. P., Kermode, T., Cope, S., Neill, S. (2019): Landfill Sites at Risk of Flooding and Erosion within the SCOPAC Area. Southern Coastal Group and SCOPAC. Available online at: https://scopac.org.uk/research/scopac-landfillsstudy/
Relevante kontakter
Richard Beaven (University of Southampton), Trine Korsgaard (Danske Regioner), Rolf Johnsen (Region Midtjylland), Hans Jørgen Henriksen (GEUS)

6. Ny metode til sikkerhedsstillelser

6.1 Refleksioner om sikkerhedsstillelse

6.1.1 Kan det at reducere sikkerhedsstillelsen blive et incitament til aktivt at nedbringe efterbehandlingsperioden inden for gældende lovgivning, eller vil det kræve ændringer/hvor?

På baggrund af den usikre situation, som mange operatører af deponeringsanlæg befinder sig med hensyn til varigheden af efterbehandlingsperioden og tilpasningen af den sikkerhedsstillelse, som skal finansiere efterbehandlingen, har Beaven et al. (2014) bl.a. fremsat et forslag til alternativ (med)finansiering af omkostningerne til efterbehandlingen fra en del af provenuet fra deponeringsafgiften (landfill tax). Finansieringsmuligheden skulle virke som et incitament til at accelerere efterbehandlingen og baseres på dokumenteret og værdisat (ekstra) fjernelse af bl.a. ammonium-N og klorid ved forøget gennemstrømning af vand/perkolat (flushing) og accelereret nedbrydning af ikke-anvendelige kulstofforbindelser (f.eks. ved aeration). Det nævnes også, at sikkerhedsstillelsen bør beregnes over en betydeligt længere periode end de 30–60 år, som der refereres til i artiklen. Mulighederne, der er foreslået, referer fortrinsvis til forholdene i England, hvor deponeringsanlæggene er drevet kommercielt, og kan næppe uden tilpasning anvendes under danske forhold, hvor de drives efter hvile-i-sig-selv-princippet.

Man kunne måske forestille sig, at man, hvis det blev muligt at iværksætte aktiviteter på en deponeringsenhed, som vil forkorte efterbehandlingen, allerede mens (dele af) den stadig er i drift, kunne få mulighed for at anvende noget af det beløb, som er stillet som sikkerhed, allerede på dette tidspunkt. Det ville formentlig forudsætte, at man kunne sandsynliggøre, hvor meget indsatsen kunne forventes at reducere efterbehandlingsperioden. Det bør undersøges om, Deponeringsdirektivet giver mulighed for, at man kan få udbetalt dele af sin sikkerhedsstillelse, hvis man investerer i tiltag, der kan nedbringe efterbehandlingsperioden. Som det er formuleret nu, synes det ikke umiddelbart at være en mulighed.

Scharff (2015) holdt 4. marts 2015 et indlæg på et DepoNet-møde, hvor han blandt andet diskuterede forskellige faktors indflydelse på sikkerhedsstillelsen.

TABEL 43. Relevant litteratur og relevante kontaktpersoner

Relevant litteratur
Beaven, R.P., Knox, K., Gronow, J.R., Hjelm, O., Greedy, D., Scharff, H. (2014): A new economic instrument for financing accelerated landfill aftercare. <i>Waste Management</i> 2014, 34 (7):1191-8.
Scharff, H. (2015): Challenges related to aftercare of landfills. Indlæg på DepoNet-møde 4. marts 2015. Tilgængeligt på DepoNets Dropbox-sider.
Relevante kontakter
Richard Beaven (University of Southampton), Heijo Scharff (NV Afvalzorg Holding)

7. Referencer

I første kolonne i nedenstående tabel er alle de anvendte referencer angivet i alfabetisk orden.

I anden kolonne er de sektioner, hvor der er henvist til en given reference, angivet.

Reference	Sektion
Aalbers, Th.G., de Wilde, P.G.M., Rood, G.A., Vermij, P.H.M., Saft, R.J., van de Beek, A.I.M., Broekman, M.H., Masereeuw, P., Kamphuis, Ch., Dekker, P.M. and Valejtijn, E.A. (1996): Environmental quality of primary and secondary construction materials in relation to re-use and protection of soil and surface water. RIVM-report no.: 771402007. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.	1.4.2
Avfall Norge (2017): Valg af renseløsning på deponi, Rapport nr. 4/2017.	1.2
Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Kjeldsen, P., Gabr, M.A., Borden, R.C. (2002): Critical evaluation of factors required to terminate the post-closure monitoring period at solid waste landfills. Environmental Science & Technology, Vol. 36, No. 16, 2002, pp. 3457-3464.	1.5.1
Beaven, R. (2014): Strategies for removing the non-degradable pollution load from landfills – insights from the laboratory, field scale trials and modelling. Presented to DepoNet, 11 april 2014.	1.3, 1.4.4, 1.4.5, 1.5.1, 2.2.2
Beaven, R.P. & Knox, K. (2019): Leachate recirculation: Design, operation and control. Chapter 12,2 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.	1.2, 1.4.4
Beaven, R.P., Knox, K., Gronow, J.R., Hjelm, O., Greedy, D., Scharff, H. (2014): A new economic instrument for financing accelerated landfill aftercare. Waste Management 2014, 34 (7):1191-8.	1.2, 6.2.3
Beaven, R.P., Stringfellow, A.M., Nicholls, R.J., Haigh, I.D., Kebede, A.S., Watts, J. (2020): Future challenges of coastal landfills exacerbated by sea level rise, Waste Management Volume 105, 2020, pp. 92-101.	5.4
Beaven, R.P., Woodman, N., Barker, J.A. (2005): End-member flushing models for "saturated" waste. In Proceedings of 10th International Waste Management and Landfill Symposium, October 3-7 2005, Cagliari, Sardinia, Italy.	1.4.5
Bekendtgørelse nr. 2159 af 9. december 2020 om affald.	4.1.4
Bekendtgørelse nr. 1253 af 21/11/2019 om deponeringsanlæg.	5.3
Bilitewski, B. (2011): Mechanical treatment: Unit processes. Chapter 7.1 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.	1.1.2, 1.4.5, 2.2.1, 4.1.2
Bipro & Arcadis (2011): Practical manual on permitting and inspection of waste management operations. Services to support Member States' enforcement actions and inspections concerning the application of EU waste legislation. Final version, 22 December 2011. European Commission, Brussels.	4.9.2

Boddum, J.K. & Skårup, J. (2002): Stabilisering af slagger fra affaldsforbrænding ved vask, separation og lagring. AFATEK A/S. UR-1, Projekt under C-RES, Center for Restprodukter. Kan fås efter aftale med DanWS	1.1.2
Brand, E., de Nijs, T.C.M., Dijkstra, J.J., Comans, R.N.J. (2016): A novel approach in calculating site-specific aftercare completion criteria for landfills in The Netherlands: Policy developments. Waste Management 56 (2016), 255-261.	1.4.2
Brand, J. H. & Spencer, K. L. (2020): Will flooding or erosion of historic landfills result in a significant release of soluble contaminants to the coastal zone? Sci.Tot. Environ. 724, 138150. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138150.	5.4
Brunner, P. H. (2004): Material flow analysis and the ultimate sink. Journal of Industrial Ecology, 8, 4-7.	4.8.1
Brunner, P.H. (2011): "Final Sinks" as a necessary element of sustainable waste management. Conference paper, https://www.researchgate.net/publication/258857801	4.8.1
Cai, Z. (2021): PFAS og Perkolatrensning. Indlæg på DepoNet-møde den 27. september 2021.	1.2
Carl Bro (2002): Etablering af praktisk anvendelige procedurer for accept af affald på deponeringsanlæg. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 11, 2002. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.	4.6
Christensen, T.H. & Bilitewski, B. (2011): Mechanical Treatment: Material recovery facilities. Chapter 7.2 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.	1.1.2
Christensen, T.H. & Matsufuji, Y. (2011): Source segregation and collection of source-segregated waste. Chapter 6.3 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.	1.1.2, 4.1.2
Christensen, T.H. (2011): Mechanical Treatment: Material recovery facilities. Chapter 7.2 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.	4.1.2
Christensen, T.H. (2011): Waste transfer stations. Chapter 6.4 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.	4.1.2
Christensen, T.H., Scharff, H., Hjelm, O. (2011): Landfilling: Concepts and Challenges. Chapter 10.1 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.	1.3
Cossu & Garbo (2019): Landfill covers: Principles and design. Chapter 11.1 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.	1.3, 1.4.4
Cossu, R. & Lai, T. (2019): Physical waste pre-treatment. Chapter 4.3 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.	2.2.1
Cossu, R., Ehrig, H.-J., Muntoni, A. (2019): Physical-chemical leachate treatment. Chapter 10.4 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.	1.2

Damgaard, A (2021): Hvad er de miljømæssige fordel og ulemper ved genbrug af glas? Indlæg på DAKOFA-konference: Glas - genbrug versus genanvendelse, 3. november 2021.	4.1.3
Damgaard, A. (2019): Deponeringsanlæg og cirkulær økonomi. Indlæg på DepoNet-møde den 14. november 2019. Kan findes på DepoNets Dropbox-folder.	4.7
DepoNet (2021): Projektoplæg: Reduktion af efterbehandlingstid og miljøbelastning gennem negativlister og selektiv deponering. Udsendt til DepoNets medlemmer 10/06/2021.	4.5.1
Desing, H., Bill, A., Böni, H., Hischer, R., Wäger, P. (2019): Material selection in product design based on closed loop recycling efficiency. Extended abstract of presentation at the 5th International Conference on Final Sinks, Recycling and its effect on product quality and final sink necessity, 8-11 December 2019, Vienna, Austria.	4.8.1
Directive (EU) 2018/850 of the European parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 1999/31/EC on the landfill of waste.	5.3
Döberl, G. & Brunner, P.H. (2004): Substances and their (final) sinks - a new indicator for monitoring sustainability, in: Indicators for Evaluating Sustainable Development - The Ecological Dimension (Ed. by M. Jänicke), Freie Universität Berlin & Japanese-German Center, Berlin, 1 – 9, Berlin.	4.8.1
Ehrig H.-J., Stegmann, R., Robinson, T. (2019): Biological leachate treatment. Chapter 10.3 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.	1.2
Ehrig, H.-J. & Robinson, H. (2011): Landfilling: Leachate Treatment. Chapter 10.11 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.	1.2
Environment Agency (2012): How to surrender your environmental permit: The Landfill Sector (EPR 5.02) and other permanent deposits of waste. Bristol: The Environment Agency for England & Wales.	5.1
Grossule, V. & Stegmann, R. (2020): Problems in traditional landfilling and proposals for solutions based on sustainability. Detritus, Vol. 12 - 2020 / pp 78-91.	1.1.2, 1.4.4, 1.5.1, 1.5.2, 2.2.2
Grossule, V., Morello, L., Cossu, R., Lavagnolo, M.C. (2018): Bioreactor Landfills: Comparison and kinetics of the different systems. Detritus Vol. 03 – 2018, pp. 100-113.	1.5.1, 2.2.3, 4.6
Gundupalli, S.P.; Hait, S.; Thakur, A. (2017): A review on automated sorting of source-separated municipal solid waste for recycling. Waste Management 2017, 60, 56–74.	4.1.2
HaloSep (2021): Rasmussen, E., projektleder hos Stena Recycling): https://lifehalosep.eu/ .	1.1.2
Hansen, J.B. & Hjelm, O (2011): Deponering af affald. Prøvetagning og testning. Teknisk notat til Miljøstyrelsen. DHI.	1.4.3, 1.4.6
Heimovaara, T. (2016): Implementation of sustainable aftercare of landfills. Concepts and approach for the three pilot projects. Presented at Landfill Aftercare Forum on 9 June 2016, Priory Rooms, Birmingham, UK. https://landss.soton.ac.uk/forum/june16	2.2.3

Heyer, K-U (2019): Capital and operational costs. Chapter 21.1 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.	1.2
Hjelmar, O & J.B. Hansen (2005): Sustainable Landfill : The role of final storage quality. In Proceedings of 10th International Waste Management and Landfill Symposium, October 3-7 2005, Cagliari, Sardinia, Italy.	1.3, 1.4.3
Hjelmar, O, H. Birch & J.B. Hansen (2001): The VKI process for treatment of APC residues from MSW incineration: Process development and optimisation in pilot scale. In: Proceedings of the second ISWA seminar on Waste-to-Energy – State of the Art and Latest News, Malmö, Sweden, October 25-26, 2001.	1.1.2, 2.2.1
Hjelmar, O. & Hyks, J. (2020): Konsolidering af metode til klassificering af affaldsforbrændingsslagger i henhold til HP14. Udført for AFATEK, ARC, Reno-Nord, Energnist og Fjernvarme Fyns Affaldsenergi A/S. DanWS.	1.1.2
Hjelmar, O. & Knox, K. (2019): Recirkulering af perkolat: Planlægning og opfølgning af recirkuleringsprojekter. DepoNet.	1.4.4
Hjelmar, O. & Rosendal, R.M. (2021): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald – Håndtering og deponering af blandet affald. Rapport udført af Danish Waste Solutions ApS for RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO.	1.1.1, 1.3, 1.4.1, 1.4.2, 1.4.4, 1.5.1, 1.5.2, 2.1.1, 2.2.2, 2.2.4, 2.2.5, 4.1.2, 4.5.2, 4.6, 5.1
Hjelmar, O. & van der Sloot, H.A. (2011): Landfilling: Mineral Waste Landfills. Chapter 10.5 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.	1.3
Hjelmar, O. (1981): Co-Disposal of Incineration Waste and Household Waste at a Controlled Landfill Site. Generation and Treatment of Sulfide-containing Leachate. In: EAS-ISWA '81, Documentation. ISWA-Symposium on Sanitary Landfills, Munich, June, 1981.	1.4.7
Hjelmar, O. (1996): Disposal strategies for municipal solid waste incinerator residues, Journal of Hazardous Materials 47 (1996), pp. 345-368.	1.3, 1.4.1, 1.5.1, 1.5.2
Hjelmar, O. (2007/2013): Washing of residues from municipal solid waste incinerators. DanWS.	1.1.2, 2.2.1
Hjelmar, O. (2010): Working Group on Monolithic Waste (WG2). A summary of the responses to the questionnaire to the Member States on landfilling of monolithic waste. Not published.	2.2.4
Hjelmar, O., Bendz, D., Wahlström, M., Holm, J., Gudbjerg, J., Laine-Ylijoki, J., Suér, P., Rosquist, H. (2006): Development of criteria for acceptance of monolithic waste at landfills. TemaNord 2006:555, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.	2.2.4
Hjelmar, O., Birch, H., Ahmed, N., Hyks, J., Hansen, J.B., Wahlström, M., Hogland, W. (2011): Future strategies for landfilling as part of sustainable waste management in the Nordic countries – waste as a future resource. Report for the Nordic Council of Ministers and the PA Landfill Group. Published by DHI.	2.2.5
Hjelmar, O., D. Bendz, M. Wahlström, P. Suér, J. Laine-Ylojoki, D.L. Baun (2005): Criteria for acceptance of monolithic waste at landfills. In Proceedings of 10th International Waste Management and Landfill Symposium, October 3-7 2005, Cagliari, Sardinia, Italy.	1.1.2

Hjelmar, O., H.A. van der Sloot, D. Guyonnet, R.P.J.J. Rietra, A. Brun & D. Hall (2001): Development of acceptance criteria for landfilling of waste: An approach based on impact modelling and scenario calculations. In: T.H. Christensen, R. Cossu and R. Stegmann (eds.): Sardinia 2001, Proceedings of the Eight International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margharita di Pula, Cagliari, CISA, Vol. III, pp. 712-721, CISA, 2001.	2.2.2
Hjelmar, O., Johannessen, L.M., Knox, K., Ehrig, H.-J., Flyvbjerg, J., Winther, P., Christensen, T.H. (1994): Management and Composition of Leachate from Landfills. Final Rapport. Contract No. B4-3040/013665/92, DGX1 A.4, Commission of the European Communities. Tilgængelig efter anmodning.	1.1.1, 5.1
Hjelmar, O., Johnson, A., Comans, R. (2011): Incineration: Solid residues. Chapter 8.4 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.	1.1.2
Hjelmar, O., Wahlström, M., Andersson, M.T., Laine-Ylijoki, J., Wadstein, E., Rihm, T. (2009): Treatment methods for waste to be landfilled. TemaNord 2009:583, Nordic Council of Ministers, Copenhagen.	1.1.2, 2.2.1
IMPEL (2016): IMPEL landfill project. Inspection guidance book for landfill inspection. A practical book with guidance on activities on landfills (Revision 2016). European Union Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law.	4.9.1, 4.9.2
ISWA (2019): Landfill Operational Guidelines 3rd edition. A report from ISWAs Working group on landfill 2019.	1.2
Jandric, A., Part, F., Diehl, F., Mouillard, F., Huber-Humer, M., Salhofer, S., Zafiu, C. (2019): Abundance of brominated flame retardants in WEEE plastics and their impact on recycling targets. Abstract of a presentation at the 5th International Conference on Final Sinks, Recycling and its effect on product quality and final sink necessity, 8-11 December 2019, Vienna, Austria.	4.8.1
Jensen, N.S. (2020): https://orbit.dtu.dk/en/persons/nina-str%C3%B8yer-jensen	2.2.3
Johannessen, L.M., Hjelmar, O., Riemer, J. (1993): A new approach to landfilling of waste in Denmark. In: Proceedings of the IVth International Landfill Symposium, S. Margaritha di Pula, Sardinia, Italy, 11 – 15 October, 1993.	1.3, 1.4.1, 1.4.4
Johnson, C.A. (2000): Personlig kommunikation med C. Anette Johnson, EAWAG, Schweiz.	1.1.2
Knox, K., Beaven, R.P., Cossu, R. (2019): Leachate recirculation: History, objectives, and conceptual design. Chapter 12.1 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.	1.2, 1.4.4
Knox, K., Hjelmar, O., Beaven, R., Rosendal, R.M. (2018): Recirkulering af perkolat: Vidensopsamling. DepoNet.	1.4.4
Kral, U., Morf, L.S., Vuzinkarova, D., Brunner, P.H. (2019): Cycles and sinks: two key elements of a circular economy. Journal of Material Cycles and Waste Management (2019), 21: 1-9.	4.8.1
Laner, D (2011): Understanding and evaluating long-term environmental risks from landfills, Dissertation, Technische Universität Wien.	2.1.1

Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J.W.F., Barlaz, M.A. (2012): A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. Waste Management 32 (2012), pp. 498-512.	1.5.1
Lundtorp, K., Jensen, D.L., Christensen, T.H. (2001): Performance of the FERROX-process on a semi-industrial scale. Proceedings Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margaritha di Pula, Cagliari, Italy, 1-5 October 2001. CISA.	1.1.2, 2.2.1
Madsen, P. L; Rolsted. H; Rosendal. R. (2012): Ny undersøgelse af deponeringsegnet affald, Teknik og Miljø, nr. 12. december 2012.	4.1.2
Mathlener, R.A., Heimovaara, T., Oonk, H. Luning, L, van der Sloot, H.A., van Zomeren, A. (2006): Opening the black box, Process-based design criteria to eliminate aftercare of landfills, Dutch Sustainable Landfill Foundation, Den Bosch, The Netherlands.	1.4.1, 1.5.2
McKinnon, D., Fazakerly, J., Hultermans, R. (2017): Waste sorting plants – extracting value from waste. An Introduction, Vienna, Austria: ISWA International Solid Waste Association.	4.1.1, 4.1.2
Miljøstyrelsen (1998): Karakterisering af affald. Miljøprojekt nr. 414, 1998. Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet.	4.6
Miljøstyrelsen (2006): Karakterisering og behandling af vejopfej. Miljøprojekt nr. 1132, 2006. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.	4.6
Miljøstyrelsen (2009): Håndtering af lettere forurenede jord. Konsekvensvurdering. Miljøprojekt nr. 1287/2009. Miljøministeriet.	1.4.2
Miljøstyrelsen (2012): Ideer til fremtidens affaldsdeponering. Miljøprojekt nr. 1412, Miljøministeriet.	1.3, 1.4.4, 1.5.1
Miljøstyrelsen (2013): Betydning og værdisætning af kulstoflagring i forbindelse med tilførsel af organisk affald. Miljøprojekt nr. 1482, 2013. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.	4.6
Miljøstyrelsen (2014a): Automatisk affaldssortering – teknologier og danske udviklings- og produktionskompetencer, Miljøprojekt nr. 1559, 2014.	4.1.1
Miljøstyrelsen (2014b) Klimaforandringerne indflydelse på risikovurdering af lossepladser Opsamlingsnotat efter workshop Miljøprojekt nr. 1598, 2014.	5.4
Miljøstyrelsen (2015a): Afslutning af efterbehandlingen på deponeringsanlæg, Miljøprojekt nr. 1726, Miljøministeriet.	1.3, 1.4.4, 5.1
Miljøstyrelsen (2015b): Notat: Klassificering af neutraliseringsprocessen på Langøya. Miljøstyrelsen, Jord & Affald, J.nr. MST-719-00081, 30. juni 2015.	1.1.3
Miljøstyrelsen (2017): Nye forureningsstoffer i perkolat fra lossepladser. Teknologiuudviklingsprojekt. Miljøprojekt nr. 1933, 2017. Miljøstyrelsen.	1.1.1, 4.8.5
Miljøstyrelsen (2018a): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 – Kildestyrke. Konceptuelle modeller. Miljøprojekt nr. 2057/December 2018.	1.1.1, 1.3, 1.4.4, 1.4.5, 2.1.1, 2.1.2, 2.2.2, 5.1

Miljøstyrelsen (2018b): Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 1 - Kildestyrke. Opbygning af kildestyrkemodel. Miljøprojekt nr. 2058/December 2018.	1.1.1, 1.3, 1.4.2, 2.1.1, 2.1.2, 2.2.2, 5.1
Miljøstyrelsen (2019a): Transport of contaminants released from landfills – a part of a risk assessment tool. Miljøprojekt nr. 2080/April 2019.	1.1.1, 2.1.1, 2.1.2
Miljøstyrelsen (2019b) Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald. Delopgave 2 – Stoftransport i jord og grundvand. Retningslinjer for opstilling af numerisk model. Miljøprojekt nr. 2117/December 2019.	1.1.1, 2.1.1, 2.1.2
Miljøstyrelsen (2019c): Methodology for risk assessment of stream water contamination by landfills. Mixing of landfill leachate plumes in streams. Miljøprojekt nr. 2118/December 2019.	1.1.1, 2.1.1, 2.1.2
Morris, J.W.F., & Barlaz, M.A. (2011): A performance-based system for the long-term management of municipal waste landfills, Waste Management, 31, pp. 649-662.	1.5.1
Nicholls R.J., Beaven, R.P., Stringfellow, A., Monfort, D., Le Cozannet, G., Wahl, T., Gebert, J., Wadey, M., Arns, A., Spencer, K.L., Reinhart, D., Heimovaara, T., Santos, V.M., Enríquez, A.R., Cope, S. (2021): Coastal Landfills and Rising Sea Levels: A Challenge for the 21st Century. Frontiers in Marine Science, Volume 8.	5.4
Nilsson, P. & Christensen, T.H. (2011): Waste Collection: Systems and organization. Chapter 6.2 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.	4.1.2
Nilsson, P. (2011): Waste Collection: Equipment and vehicles. Chapter 6.1 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.	4.1.2
Oberender, A., Hjelm, O., Klem, S., Jensen, J.K. (2014): Lysimeterudvaskningsforsøg med affald. Februar 2014. Resultater. Rapport til AV Miljø.	2.2.2
OVAM (2015): Sustainable resource management of landfills. Memorandum to the Members of the Flemish Government, written by OVAM (The Public Waste Agency of Flanders).	3.1.2
Polettini, A., Astrup, T., Cappai, G., Lechner, P., Muntoni, A., Pomi, R., van Gerven, T., van Zomeren, A. (2019): Treatment and disposal of incineration residues. Chapter 4.2 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.	1.1.2
Rådets Beslutning af 19. december 2002 om opstilling af kriterier og procedurer for modtagelse af affald på deponeringsanlæg i henhold til artikel 16 og bilag II i direktiv 1999/31/EF (OBS: For så vidt angår Bilaget til Rådsbeslutningen gælder den efterfølgende berigtigelse, da det oprindelige bilag er fyldt med oversættelsesfejl).	5.3
Rådets Direktiv 1999/31/EF af 26. april 1999 om deponering af affald.	5.3
Rådets Direktiv 2011/97/EU af 5. december 2011 om ændring af direktiv 1999/31/EF for så vidt angår specifikke kriterier for oplagring af metallisk kviksløv, der betragtes som affald.	5.3
Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH).	4.7

Reinhart, D.R., McCreanor, P.T., Townsend, T. (2002): The bioreactor landfill: its status and future. Waste Management & Research, 2002 Apr. 20 (2), pp. 172-186.	1.5.1
Ritzkowski & Stegmann (2019): Landfill in situ aeration. Chapter 16.2 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.	1.2, 2.2.3
Robinson H.D., Knox K. and Bone B.D. (2004): Improved definition of leachate source term from landfills -Phase 1: review of data from European landfills. Science Report P1-494/SR1, Environment Agency, Bristol, UK.	1.1.1, 1.4.2
Robinson, H., Wilson, K., Stokes, A., Olufsen, J., Robinson, T. (2018): Recent state-of-the-art leachate treatment plants in Eastern England. Detritus vol. 3, 2018, pp. 114-123.	1.2
Robinson, H.D., Knox, K., Formby, R., Bone, B.D. (2004): Testing of residues from incineration of municipal solid waste. Science Report P1-494/SR2. Environment Agency, UK.	1.4.2
Rosendal, R.M. & Hjelm, O. (2017): Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald. Aktivitet 1: Kortlægning af sammensætning og håndtering af (især) blandet affald. Sammenfattende rapport – Delaktivitet 1c. DepoNet.	4.1.5
Rosendal, R.; Madsen, P. L.; Rolsted, H. (2013): Verification and extended control of nonhazardous waste prior to landfilling at Glatved Landfill, Reno Djurs. Proceedings Sardinia 2013, 14th. International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 30 September - 4 October 2013 by CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy	4.1.2
Rowe, R.K. & VanGulck, J.F. (2011): Landfilling: Geotechnology. Chapter 10.4 in Christensen, T.H., Ed.: Solid waste Technology & Management. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.	1.4.5
Rushbrook, P.E: (1989): Co-disposal of hazardous and municipal wastes in landfills: Experimental work. Waste Management & Research, Vol 7 (2), June 1989, pp. 177 -187.	1.1.3,
Sabbas T., Pollettini A., Pomi R., Astrup T., Hjelm O., Mostbauer P., Cappai G., Magel G., Salhofer S., Speiser C., Heuss-Assbichler S., Klein R. & Lechner P. (2003): Management of municipal solid waste incineration residues. Waste Management 23 (2003), pp. 61-88.	1.1.2
Scharff, H. & van Kooten (2016): Research needs with respect to sustainable management of landfills. Note to DG Research (EU), written on behalf of the Dutch Waste Management Association on 27 September 2016.	1.4.2
Scharff, H. (2015a): Challenges related to aftercare of landfills. Indlæg på DepoNet-møde 4. marts 2015. Tilgængeligt på DepoNets Dropbox-sider.	6.2.3
Scharff, H. (2015b): The role of landfill in the transition towards resource management. Indlæg på DepoNet-møde 4. marts 2015. Tilgængeligt på DepoNets Dropbox-sider.	2.2.5
Scharff, H. (2015c): Enhanced stabilisation of landfills to reduce after-care. Indlæg på DepoNet-møde 4. marts 2015. Tilgængeligt på DepoNets Dropbox-sider.	2.2.3
Scharff, H. (2015d): Personlig e-mail til Ole Hjelm, DanWS, 17. december 2015.	2.2.3

Scharff, H., Crest, M., Laner, D., Greedy, D., Kallassy, M., Milke, M. (2013): ISWA Key issue paper on landfill aftercare. ISWA – the International Solid Waste Association.	1.5.1
Scharff, H., van Zomeren, A., van der Sloot, H.A. (2011): Landfill sustainability and aftercare completion criteria. Waste Management & Research, 2011, 29 (1), 30-40.	1.1.3, 1.4.1, 1.5.1, 1.5.2, 2.2.2
Schiller, G., Bimesmeier, T., Gruhler, K. (2019): Resource-conserving waste recovery and its consequences for recycling and landfilling. Abstract of a presentation at the 5th International Conference on Final Sinks, Recycling and its effect on product quality and final sink necessity, 8-11 December 2019, Vienna, Austria.	4.8.1
Stegmann, R. (2019): Mechanical biological pretreatment. Chapter 4.1 in Cossu & Stegmann, Eds.: Solid Waste Landfilling, Concepts, Processes, Technologies, Elsevier. ISBN: 978-0-12-818336-6.	2.2.1
Teknologirådet (2021) Klimatilpasning for fremtiden Udfordringer, dilemmaer og løsningsveje.	5.4
The Ellen MacArthur Foundation Plastics Team (2020): Upstream Innovation. A guide to packaging solutions. Ellen MacArthur Foundation. https://plastics.ellenmacarthurfoundation.org/upstream	4.1.1
van Zomeren, A., van den Berg, P., Bleijerveld, R., van der Sloot, H.A. (2007): Identification on in-situ processes controlling emissions of a stabilised waste landfill by field measurements and geochemical modelling. In Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, 1-5 October 2007, S. Margharita di Pula, Cagliari, CISA.	2.2.4
Verschoor, A.J., Lijzen, J.P.A., van den Broek, H.H., Cleven, R.F.M.J., Comans, R.N.J., Dijkstra, J.J., Vermij, P.H.M. (2006): Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen. Milieuhygiënische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen. RIVM rapport 711701043/2006. ISBN 9036913659 (på hollandsk).	1.4.2
Vranken, C., Longhurst, P.J., S.T. Wagland (2017): Critical review of real-time methods for solid waste characterisation: informing material and fuel productions.	4.1.2
Wadey, M. P., Kermod, T., Cope, S., Neill, S. (2019): Landfill Sites at Risk of Flooding and Erosion within the SCOPAC Area. Southern Coastal Group and SCOPAC. Available online at: https://scopac.org.uk/research/scopac-landfillsstudy/	5.4
Wille, E. (2018): Flooding risks at old landfill sites: Linear Economy meets climate change, Proceedings of the 4th International Symposium on Enhanced Landfill Mining, Mechelen 05-06/02/2018, New York, NY, pp. 361-365.	5.4
Wilts, H., Garcia, B.R., Garlito, R.G., Gómez, L.S., Prieto, E.G. (2021): Artificial intelligence in the sorting of municipal waste as an enabler of the circular economy. Resources 2021, 10, 28. https://doi.org/10.3390/resources10040028	4.1.2

Som det vil fremgå af litteraturhenvisningerne, er der flittigt henvist til især to værker, ét, som kun omhandler affaldsdeponering, og ét, der handler bredere om affaldshåndtering, hvori også affaldsdeponering indgår.

Det første, som er i ét (tykt) bind, er *Solid Waste Landfilling – Concepts, Processes, Technologies*, som er redigeret af Raffaello Cossu og Rainer Stegmann, omhandler mange aspekter af affaldsdeponering, og som er udgivet af Elsevier, Radarweg 29, PO Box 211, 1000 AE Amsterdam, Netherlands, i 2019. ISBN: 978-0-12-818336-6. 72 eksperter har bidraget til kapitlerne i bogen. Bogen opsamler og opdaterer på mange måder emner, som har været præsenteret og diskuteret på Sardinien-konferencerne om deponering og affaldshåndtering, der har været afholdt hvert andet år siden 1987.

Det andet, som er i to bind, er *Solid Waste Technology & Management (Vol 1 &2)*, som er redigeret af Thomas Højlund Christensen, og som er udgivet af John Wiley & Sons Ltd., The Atrium, Southern Gate, Chichester, West Sussex, PO19 8SQ, United Kingdom, i 2011. ISBN: 9781405175173. 59 eksperter har bidraget til kapitlerne i de to bind.

Forfatterne til dette notat kan anbefale begge disse værker, både som opslagsværker for eksperter og som indføring i problemstillinger, der er relevante for håndtering og deponering af affald.

8. Kontaktpersoner

I nedenstående tabel ses navn og tilhørsforhold for de personer, som er foreslået som eventuelle kontaktpersoner i relation til de enkelte sektioner. For hver person viser tabellen også de sektioner, hvor vedkommende er foreslået som kontaktperson. Det skal bemærkes, at valget af potentielle kontaktpersoner vedrørende de forskellige emner i betydeligt omfang er subjektivt, og antallet af sektioner, hvor en person er foreslået som mulig kontakt giver derfor ikke nødvendigvis et retvisende billede af personens faglige "bredde." DanWS diskuterer gerne de enkelte forslag til kontaktpersoner, såfremt Miljøstyrelsen skulle ønske det. DanWS kan også, i det omfang det måtte være ønskeligt, være behjælpelig med at skabe kontakt til personer på listen.

Navn	Tilhørsforhold	Sektioner
Richard Beaven	School of engineering, University of Southampton, Southampton, UK	1.2, 1.3, 1.4.4, 1.4.5, 1.5.1, 2.2.2, 5.4, 6.2.3
Tage Vikjær Bote	COWI, Lyngby, DK	2.1.1, 5.1
Ellen Brand	RIVM, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands	1.4.2
Zhuoyen Cai	Aquarden Technologies ApS, Skævinge, DK	1.2
Raffaello Cossu	University of Padova, Padova, Italy	1.3, 1.5.1, 2.2.1
Anders Damgaard	DTU Miljø, Lyngby, DK	4.1.3, 4.1.4, 4.7
DanWS	Danish Waste Solutions ApS, DK	5.1
Pelle Funder	Dansk kontakt til NOAH, Langøya, Norge	1.1.3
Valentina Grossule	University of Padova, Padova, Italy	1.1.2, 1.5.1, 1.5.2, 2.2.2, 2.2.3, 4.6
Jette Bjerre Hansen	Norrecco A/S, DK	1.4.6, 2.2.5, 3.1.1, 4.1.5
Timo Heimovaara	TU Delft, Technical University of Delft, Delft, The Netherlands	1.4.5, 2.2.3,
Hans Jørgen Henriksen	GEUS, København, DK	5.4
Marion Huber-Humer	BOKU, The University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Austria	2.2.3, 4.1.4
IMPEL	www.impel.eu	4.9.1, 4.9.2
Nina Strøyer Jensen	NIRAS/DTU, DK	2.2.3
Rolf Johnsen	Region Midtjylland, DK	5.4
Peter Kjeldsen	DTU Miljø, Lyngby, DK	1.5.1, 2.2.3
Trine Korsgaard	Danske Regioner, Værløse, DK	5.4
Ulrich Kral	TU Wien, Technical University of Vienna, Austria	4.8.1
Hans Lammen	Avfalzorg, Assendelft, The Netherlands	2.2.3
David Laner	Universität Kassel, Kassel, Deutschland	1.5.1, 2.1.1,
Peter L. Madsen	Reno Djurs I/S, Balle, DK	4.1.2

Erik Rasmussen	Stena Recycling A/S, Brøndby, DK	1.1.2
Marco Ritzkowski	TuTech Innovation GmbH, Germany	1.2, 2.2.3
Howard Robinson	Phoenix Engineering, Launceston, Cornwall, UK	1.2
Heijo Scharff	NV Avfalzorg Holding, Assendelft, The Netherlands	1.1.3, 1.4.1, 1.4.2, 1.5.1, 1.5.2, 2.2.2, 2.2.3, 6.2.3
Charlotte Scheutz	DTU Miljø, Lyngby, DK	2.2.3
Rainer Stegmann	Technische Universität Hamburg, TUHH, Hamburg-Harburg, Deutschland	1.1.2, 1.5.2
André van Zomeren	ECN part of TNO, Petten, The Netherlands	4.1.4
Carlos Vrancken	Cranfield University, Cranfield, Bedford, UK	4.1.2
Eddy Wille	OVAM, Public Waste Agency of Flanders, Mechelen, Belgium	3.1.2

I tabellen herunder har vi (DanWS) gentaget den ovenstående tabel, hvor vi i stedet for henvisning til sektioner efter bedste evne for hver kontakt- eller ressourceperson har indsat nogle af dennes kompetence- og interesseområder, som er relevante i forhold de emner, som er behandlet i dette notat.

Som forfattere til nærværende notat, har vi (Ole Hjelmar og René Møller Rosendal) ikke angivet os selv som potentielle kontaktpersoner under de forskellige emner, der er behandlet i notatet. Men man er selvfølgelig velkommen til at henvende sig til Danish Waste Solutions, hvis man har brug for oplysninger om relevante kontaktpersoner eller informationer/hjælp i øvrigt. Vi har i nedenstående tabel indsat nogle af vores kompetencer, som kan være relevante i denne sammenhæng.

Navn	Tilhørsforhold	Ekspertise/interesser/roller relateret til affaldsdeponering
Richard Beaven	School of engineering, University of Southampton, Southampton, UK	Recirkulering af perkolat, perkolatstrømning og processer i deponeret affald, modellering af flow, perkolatudvikling, eksperimentelt arbejde i laboratorie-, pilot- og fuld skala,
Tage Vikjær Bote	COWI, Lyngby, DK	Risikovurdering ved affaldsdeponeringsanlæg, grundvandsmodellering, gastransport i jord
Ellen Brand	RIVM, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands	Udvikling af emissionsgrænser for perkolat fra de tre hollandske forsøgsdeponier, risikovurdering for forurenede jord, bæredygtighed
Zhuoyen Cai	Aquarden Technologies ApS, Skævinge, DK	Direktør for Aquarden Technologies ApS, avanceret perkolatbehandling

Raffaello Cossu	University of Padova, Padova, Italy	Hovedorganisator af Sardinien-konferencerne siden starten i 1987, ekspert affaldshåndtering og næsten alle aspekter af affaldsdeponering
Anders Damgaard	DTU Miljø, Lyngby, DK	Udvikling og implementering af livscyklusanalyser for affaldshåndteringssystemer.
Pelle Funder Michelsen	Dansk kontakt til NOAH, Langøya, Norge	Dansk kontakt til NOAH i Norge
Valentina Grossule	University of Padova, Padova, Italy	Landfilling in a circular economy, bioreactor landfills, low-tech, cost-effective solutions, leachate treatment, bæredygtig deponering
Jette Bjerre Hansen	Norrecco A/S, DK	Affaldshåndtering, affaldsdeponering, prøvetagning og testning, genanvendelse, cirkulær økonomi, kommunikation, formidling
Timo Heimovaara	TU Delft, Technical University of Delft, Delft, The Netherlands	Undersøgelse og modellering af perkolatflow i deponeret affald, behandling ved aeration, meget involveret i det hollandske projekt Sustainable landfill management
Hans Jørgen Henriksen	GEUS, København, DK	Grundvandsmodellering, bidrog til Miljøprojektet om klimaforandringernes indflydelse på risikovurdering ved lossepladser
Ole Hjelmar*	Danish Waste Solutions ApS	Deponeringsstrategier, prøvetagning, karakterisering (herunder testning af stofudvaskning), klassificering og (for)behandling af affald og restprodukter med henblik på deponering eller anvendelse, karakterisering, recirkulering og behandling af perkolat, risikovurdering ved deponering af affald, udvikling af udvaskningsgrænseværdier for modtagelse af affald til deponering eller nyttiggørelse, positiv- (og negativ)lister, affalds- og deponeringslovgivning,
Marion Huber-Humer	BOKU, The University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Austria	Emissioner fra biologiske affaldsbehandlingssystemer, herunder deponeringsanlæg, mekanisk biologisk forbehandling af affald, depone-

		ringsteknologi, efterbehandling af deponier (methanoxidation, in-situ aeration), nanoaffald
IMPEL	www.impel.eu	EU-netværk for implementering og håndhævelse af miljølovgivning, herunder EU-lovgivning om affaldsdeponering
Nina Strøyer Jensen	NIRAS/DTU, DK	Udfører pt. et erhvervs-Ph.d-projekt om beluftning af affald i deponeringsanlæg (på AV Miljø)
Rolf Johnsen	Region Midtjylland, DK	Deltog i Miljøprojektet om klimaforandringerne indflydelse på risikovurdering ved lossepladser
Peter Kjeldsen	DTU Miljø, Lyngby, DK	Efterbehandling af deponeringsanlæg, udvinding og håndtering af gas, gasmåling, biocover, metanoxidation, earation/beluftning af deponeret affald, langtidsperspektiver
Trine Korsgaard	Danske Regioner, Værløse, DK	Deltog i Miljøprojektet om klimaforandringerne indflydelse på risikovurdering ved lossepladser
Ulrich Kral	TU Wien, Technical University of Vienna, Austria	Vurdering af materialestrømme fra kilde til dræn med henblik på ressourceudnyttelse og miljøbeskyttelse
Hans Lammen	Avfalzorg, Assendelft, The Netherlands	Projektleder for det hollandske projekt: Sustainable landfill management
David Laner	Universität Kassel, Kassel, Deutschland	Vurdering og reduktion af langtidsrisici ved affaldsdeponering ved anvendelse af materialeflowanalyse og LCA samt scenarieanalyser og eksperimentelle data fra undersøgelser i laboratorie-, pilot- og feltskala.
Peter L. Madsen	Reno Djurs I/S, Balle, DK	Sortering og kontrol affald til deponering, drift af deponeringsanlæg, håndtering af data fra monitoring af perkolat og grundvand
Erik Rasmussen	Stena Recycling A/S, Brøndby, DK	Opfinder af og tilknyttet HaloSep-processen til behandling af flyveaske og røggasrensingsprodukter fra affaldsforbrænding

Marco Ritzkowski	TuTech Innovation GmbH, Germany	Affaldshåndtering, affaldsdeponering, har gennemført omfattende studier af aeration af deponeret affald
Howard Robinson	Phoenix Engineering, Launceston, Cornwall, UK	Udvikling og anvendelse af dedikerede on-site perkolatrensningsanlæg, tekniske og økonomiske aspekter af affaldshåndtering og perkolatrensning
René Møller Rosendal*	Danish Waste Solutions ApS	Landfill mining, installation og drift af biocovers, lossepladsgas, sortering af affald, genbrugspladser, modtagekontrol, affalds- og deponeringslovgivning, drift og driftsoptimering af deponeringsanlæg, prøvetagning
Heijo Scharff	NV Avfalzorg Holding, Assendelft, The Netherlands	Deponeringsstrategi, praktiske, tekniske, økonomiske og politiske aspekter af affaldsdeponering, beregning af sikkerhedsstillelse og grænseværdier for gasemissioner, involveret i såvel forberedelse som gennemførelse af det hollandske projekt: Sustainable landfill management.
Charlotte Scheutz	DTU Miljø, Lyngby, DK	Alle aspekter af dannelse, måling og reduktion af drivhusgasser (specielt methan og dinitrogenoxider) fra affaldsbehandlingsanlæg og affaldsdeponeringsanlæg.
Rainer Stegmann	Technische Universität Hamburg, TUHH, Hamburg-Harburg, Deutschland	Sammen med Raffaello Cossu og Thomas H. Christensen (DTU) initiativtager til Sardinien-konferencerne. Dækker mange aspekter af affaldshåndtering og bæredygtig deponering. Er gået på pension, men deltager stadig i mange sammenhænge.
Steen Stentsøe	COWI, Lyngby, DK	Selv om Steen ikke er nævnt som kontaktperson under de enkelte punkter, skal han her medtages som en relevant ressourceperson pga. stort kendskab til og erfaring med næsten alle praktiske aspekter af etablering og drift af deponeringsanlæg. Desuden deltager han med stor interesse i og giver gode input til

		udvikling af deponeringsstrategier.
André van Zomeren	ECN part of TNO, Petten, The Netherlands	Beregning af grænseværdier for modtagelse af affald, hydrogeokemisk ligevægtsmodellering, klassificering af affald, deltog i forarbejdet til det hollandske projekt Sustainable landfill management, arbejder nu mest med udvikling og opskalering af processer til behandling og upcycling af biomasse og biomasseaffald.
Carlos Vrancken	Cranfield University, Cranfield, Bedford, UK	Materialeanalyse, computerstyret genkendelse, kunstig intelligens
Eddy Wille	OVAM, Public Waste Agency of Flanders, Mechelen, Belgium	Landfill mining, enhanced landfill mining, cirkulær økonomi

Nabotjek i forbindelse med projektet ”Anbefalinger til fremtidens deponering

Notatet tager udgangspunkt i excel-arket "Udkast_Projektindhold – anbefalinger til fremtidens deponering", hvor Miljøstyrelsen har stillet en række spørgsmål, som ønskes adresseret i projektet. Nabotjekket har til formål at belyse, hvilke faglige og tekniske erfaringer fra ind- og udland, der kan være relevante for danske forhold, og hvilke udførte, igangværende og fremtidige forskningsprojekter i ind- og udland Miljøstyrelsen bør være orienteret om i relation til de i excel-arket stillede spørgsmål.



Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk