

Fremtidens deponeringsstrategier - forbedret håndtering og deponering af affald

Håndtering og deponering af blandet affald



Foto: Etablering af nye celler på Glatved Deponi

DanWS-ID:	2018-999
Rekvirent:	RenoNord, AV Miljø, Reno Djurs, Odense Renovation og ARGO
Forfatter(e):	Ole Hjelmars og René Møller Rosendal
Version:	Rapport
Dato:	11/04/2021
Kvalitetssikring	OH

Indhold

SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER.....	5
1 INDLEDNING	9
1.1 BAGGRUND	9
1.2 FORMÅL.....	9
2 VURDERING AF HÅNDTERINGSMULIGHEDER FOR BLANDET AFFALD	10
2.1 GENANVENDELSE/NYTTIGGØRELSE?	10
2.2 DEPONERING	13
3 DEPONERINGSSTRATEGIER OG LOVGIVNING	14
3.1 GENERELT OM DEPONERING OG STRATEGI	14
3.2 DANSKE VEJLEDNINGER OG BEKENDTGØRELSE OM AFFALDSDEPONERING	15
3.3 DEPONERINGSVEJLEDNINGEN FRA 1997.....	16
3.4 STRATEGISKE OVERVEJELSER I RELATION TIL DEPONERINGSDIREKTIVET, DEN TILHØRENDE RÅDSBESLUTNING OG DEN DANSKE DEPONERINGSBEKENDTGØRELSE	19
3.5 BETYDNINGEN AF FORUDSÆTNINGERNE I DE DANSKE BEREKNINGER AF ACCEPTKRITERIER FOR DEPONERING AF AFFALD	20
4 ELEMENTER AF DEPONERINGSSTRATEGI	23
4.1 OVERORDNEDE DEPONERINGSSTRATEGIER	23
4.1.1 Ad A: Indkapsling af affaldet	23
4.1.2 Ad B: Opsamling og behandling af perkolat.....	23
4.1.3 Ad C: Kontrolleret udsivning af perkolat	23
4.1.4 Ad D: Uhindret eller ukontrolleret udsivning af perkolat	24
4.2 PRINCIPPER FOR ETABLERING AF BÆREDYGTIGE DEPONERINGSSTRATEGIER	24
4.2.1 Enhver generation skal tage sig af sit eget affald	24
4.2.2 Deponeringsenheder bør indrettes, så den nødvendige levetid af de aktive miljøbeskyttende systemer minimeres	25
4.2.3 Enhver deponeringsstrategi bør afspejle det deponerede affalds egenskaber.....	25
4.2.4 Design, drift og lokalisering af en deponeringsenhed skal tilpasses til det affald, som modtages på enheden, på en sådan måde at emissioner af perkolat (og gas) hurtigst muligt bliver og forbliver acceptable i det omgivende miljø	26
5 TILPASNING MELLEM AFFALDSEGENSKABER OG DESIGN OG DRIFT AF DEPONERINGSSENHEDER FOR FORSKELLIGE DEPONERINGSSTRATEGIER.....	29
5.1 KRAV OG ØNSKER TIL OPTIMALE DEPONERINGSSTRATEGIER FOR BLANDET AFFALD	29
5.1.1 Bæredygtig deponering	29
5.1.2 Beskyttelse mod vandforurening og minimering af efterbehandlingstiden.....	29
5.1.3 Nogle tiltag, som bør overvejes i forbindelse med anlæg af deponeringsenheder	30
5.2 VURDERING AF AFFALDSEGENSKABER I RELATION TIL DESIGN OG DRIFT AF DEPONERINGSSENHEDER.....	31
5.2.1 Metode til kildestyrkestimering.....	31
5.2.2 Kort beskrivelse af beregningsprincipperne	31
5.2.3 Et simpelt værktøj til indledende afstemning mellem strategi, affaldstyper, design og drift af enheder.....	35
5.2.4 Input-parametre til brug ved anvendelse af beregningsværktøjet for kildestyrke: C_0 ..	39
5.2.5 Input-parametre til brug ved anvendelse af beregningsværktøjet for kildestyrke: κ	41
5.2.6 Et par eksempler på anvendelse af det simple beregningsværktøj.....	44
6 POSITIVLISTER OG DEPONERINGSSTRATEGI	55
7 REFERENCER	66

Bilag 1: Fotos af udsorterede affaldsfraktioner

Bilag 2: Beskrivelse af udvalgte affaldsfraktioner

Bilag 3: Undersøgelse af restfraktionerne

Sammenfatning og konklusioner

Håndtering og genanvendelse

På grundlag af de tidligere rapporterede sorteringer af 14 læs af affald tilført deponeringsenheder for blandet affald hos ARGO, AV Miljø, Odense Nord, Reno Djurs og RenoNord er foretaget en afsluttende vurdering af behov og muligheder for at forbedre håndteringen af blandet affald. Det fremgår heraf, at ca. 44 % (w/w) af det tilførte blandede affald var potentielt genanvendeligt eller forbrændingseget, mens ca. 47 % (w/w) bestod af den såkaldte restfraktion (små partikler og stykker, som sandsynligvis i væsentligt omfang stammer fra de andre affaldsfraktioner, men hvor oprindelsen ikke nødvendigvis kan identificeres). Restfraktionen er blevet undersøgt særskilt (se Bilag 3). Godt 5 % af det tilførte blandede affald bestod af gipsaffald, som slet ikke må deponeres på enheder for blandet affald.

Udsorteringen viste således, at man på deponeringsanlæggene modtager læs med blandet affald, som kan indeholde næsten alt. Det gør det vanskeligt og i bedste fald møjsommeligt at kontrollere læssene i forhold til positivlisterne og tildele dem EAK-koder. Det betyder, at ressourcer går tabt. Det betyder også, at det er næsten umuligt at planlægge og gennemføre en hensigtsmæssig strategi for enheder for blandet affald. Betydelige dele af det blandede affald, som tilføres danske deponeringsenheder for blandet affald, vil således kunne genanvendes/nyttiggøres. Problemet er blot, at det blandede affald er blandet! Det må konkluderes, at affaldet bør sorteres opstrøms (dvs. slet ikke blandes), og at deponeringsanlæggene ikke bør modtage læs med blandet, inkompatibelt affald.

Opstrøms sortering, genanvendelse og nyttiggørelse vil – ikke mindst i lyset af bestræbelserne på etablering af cirkulær økonomi – reducere affaldsmængden til deponering, men der vil fortsat være behov for (strategisk gennemtænkt) deponering af nogle affaldstyper i en overskuelig fremtid – genanvendelse skal give mening i en helhedsvurdering, og der vil være behov for at "bløde" en strøm fra den cirkulære økonomi for at forhindre akkumulering af skadelige stoffer.

Bæredygtig deponering/Deponeringsstrategier

I denne sammenhæng beskrives og diskuteres deponeringsstrategier primært ud fra dannelse, egenskaber, skæbne og håndtering af det perkolat, der dannes, når nedbør og andet vand gennemsiver det deponerede affald og opsamles og behandles og/eller udsiver til det omgivende miljø. Det skyldes, at de største reelle og potentielle miljømæssige udfordringer ved deponeret affald på langt sigt er knyttet til dannelse, håndtering og udsivning af perkolat, men i en samlet deponeringsstrategi indgår naturligvis også en række andre forhold og overvejelser.

Med udgangspunkt i Brundtland-Kommissionens definition af bæredygtighed, blev et hovedprincip for bæredygtig deponering formuleret i starten af 1990'erne: "Enhver generation må håndtere sit eget affald [og afholde omkostningerne]" og implementeret i Miljøstyrelsens vejledning i affaldsdeponering fra 1997. Denne vejledning, som var lidt foran sin tid, behandlede mange aspekter af bæredygtig deponering og beskrev mange af de strategier og tiltag, som i lidt mere begrænset omfang kom til udtryk i EU's Deponeringsdirektiv fra 1999 og den tilhørende Rådsbeslutning om kriterier og procedurer for accept af affald til deponering fra 2003, og som nu er implementeret i den danske Deponeringsbekendtgørelse. Selv om hverken Deponeringsdirektivet eller den danske Deponeringsbekendtgørelse specifikt har bæredygtig deponering som direkte målsætning, og selv om visse af mulighederne i førstnævnte (f.eks. muligheden for at kræve tæt overdækning efter afslutning) er i direkte modstrid med bæredygtighed, vurderes det som værende muligt inden for rammerne af Deponeringsdirektivet at udvikle og gennemføre bæredygtige deponeringsstrategier.

I denne rapport beskrives og diskuteres vejledningen fra 1997 og de deponeringsstrategiske overvejelser i relation til Deponeringsdirektivet, Rådsbeslutningen og den danske Deponeringsbekendtgørelse samt efterbehandlingstidens længde i relation til forudsætningerne for beregningen af de danske udvaskningsbaserede kriterier for modtagelse af affald på enheder for inert, mineralsk og farligt affald. Der er pt. ikke opstillet kriterier for modtagelse af affald på enheder for blandet affald, bortset fra at affaldet ikke må være farligt affald, og at det skal have et TOC-indhold på mindst 50 g/kg (og skal være opført på positivlisten for enheden).

Ud fra håndteringen af perkolatet kan der opstilles nogle få mulige hovedstrategier, nemlig:

- Indkapsling af affaldet
- Opsamling og behandling af perkolatet
- Kontrolleret eller ukontrolleret udsivning af perkolat

Ved total indkapsling af affaldet (vandtætte membraner eller lign. under bund, på sider og oven på affaldet) tilføres affaldet ikke vand efter at det er placeret i deponeringsenheden. Der sker således ingen transport af vand eller stof ind eller ud af enheden, og der dannes stort set ingen perkolat eller gas. Affaldet og dermed forureningspotentialt vil ikke ændres væsentligt, før indkapslingen på et tidspunkt går i stykker. Når det sker, vil der kunne trænge vand igennem affaldet og udløse det fulde forureningspotentialt på et tidspunkt, hvor man måske har glemt, at det var der. Problemet løses ikke, det udskydes blot til senere generationer. Indkapsling er således ikke en bæredygtig strategi, men kan dog have sin berettigelse, hvis der er tale om at "gemme" en eller flere affaldstyper tørt over et begrænset tidsrum til senere nyttiggørelse. For den slags affald kunne man måske overveje at opføre en form for lagerbygning i stedet for lægge det i et deponi.

En deponeringsstrategi baseret på opsamling og behandling af perkolat svarer til driftsformen af de deponeringsenheder med bund- og sidemembraner, som er foreskrevet i Deponeringsdirektivet og Deponeringsbekendtgørelsen, og som anvendes i dag. På grund af kontakten med vand kan der foregå stabiliserende processer i affaldet, og udvaskede/dannede stoffer føres bort med perkolatet. Herved reduceres forureningspotentialt gradvis med tiden (eller med voksende L/S), og det må antages, at perkolatet på et tidspunkt får en karakter, så det kan accepteres i omgivelserne, og efterbehandlingen kan ophøre. Når oppumpningen af perkolat stoppes, kan der opstå en såkaldt "badekar-effekt", hvor perkolatoverfladen i affaldet stiger, indtil der opstår en hydraulisk ligevægt, med udsivning eller overløb af perkolat. Herved kan indholdet af forurenende stoffer i perkolatet i en periode igen stige, så det ikke er acceptabelt i omgivelserne. I rapporten gives der forslag til, hvorledes denne situation kan håndteres.

Ved en deponeringsstrategi baseret på kontrolleret udsivning af perkolat, anvendes ikke en tæt bundmembran, og topafdækningen/toplaget tilpasses til en forud beregnet transmissivitet, som tillader infiltration af en nedbørsmængde, der modsvarer en perkolatmængde og stofflux, som kan accepteres i omgivelserne. Ved ukontrolleret udsivning anvendes ingen begrænsning af den naturlige infiltration gennem overfladen. Det er en forudsætning for at anvende disse strategier, at der på forhånd er gennemført en risikovurdering til beregning af, hvor stor en stofflux, der kan accepteres i omgivelserne, og beregninger af, hvilken infiltration af nedbør gennem toplaget der kan sikre, at denne stofflux ikke på noget tidspunkt vil blive overskredet.

I praksis vil deponeringsenheder oftest starte med strategien "opsamling og behandling af perkolat" og efter afslutning af efterbehandlingen overgå til "kontrolleret eller ukontrolleret udsivning". Et meget væsentligt mål for bæredygtige deponeringsstrategier er at gøre den efterbehandlingstid, som er nødvendig for at gøre stoffluxen acceptabel i omgivelserne og overgå, helst til "ukontrolleret udsivning", så kortvarig som muligt. Det har længe stået klart, at de 30 års efterbehandling, som hidtil har dannet udgangspunkt for deponeringsanlæggenes sikkerhedsstillelse, generelt vil være helt utilstrækkelige, hvis den hidtidige deponeringspraksis ikke ændres.

I rapporten diskuteres en række forhold og tiltag vedrørende indretning og drift af deponeringsenheder og sortering og forbehandling af affaldet, som kan bidrage til gennemførelse af bæredygtige deponeringsstrategier med kortest mulige efterbehandlingsperioder. Der er opstillet krav og ønsker til optimale og bæredygtige deponeringsstrategier for blandet affald, og der er udarbejdet et simpelt beregningsværktøj til kildestyrkeestimering og vurdering af affaldsegenskaber i relation til deponeringsstrategier, design og drift af deponeringsenheder. Det skal bemærkes, at værktøjet kan anvendes til indledende vurderinger og sammenligninger, men såfremt der skal tilvejebringes egentlige vurderinger af påvirkning af grundvand og overfladevand, bør man anvende mere sofistikerede og omfattende vurderingsværktøjer, som for eksempel dem, der er udviklet i projektet "Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald."

Blandt de tiltag, som inden for rammerne af Deponeringsdirektivet forventes at kunne bidrage til udvikling af bæredygtige deponeringsstrategier, kan nævnes:

- Adskillelse af affaldstyper, som ikke er kompatible med hensyn til udvaskningsegenskaber og deponeringsstrategi, i separate celler

- Fremskaffelse og verificering af bedre data fra karakteriseringstestning af relevante affaldstyper, herunder κ - og C_0 -værdier
- Anvendelse (og supplerende) af karakteriseringsdata til omhyggelig udarbejdelse af positivlister for forskellige celler/enheder, svarende til relevante deponeringsstrategier
- Forbehandling af affaldstyper for at fjerne uønskede egenskaber (f.eks. stoffer, som vides at forlænge efterbehandlingen) og/eller sikre jævn gennemstrømning
- Innovativ indretning/design af deponeringsenheder med henblik på understøttelse af specifikke deponeringsstrategier for specifikke affaldstyper, og med henblik på energibesparelser, acceleration af stofudvaskning og minimering/forhindring af badekarseffekter
- Som nævnt under håndtering og genanvendelse bør der ikke modtages læs med blandet, inkompatibelt affald på deponeringsanlæggene. Dette vil naturligvis kræve en dialog med affaldsproducenterne, herunder genbrugspladserne.

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.

Med henblik på en indledende diskussion af nogle af disse forhold er der foretaget en sammenligning af positivlisterne for enhederne for blandet og mineralsk affald for de fem deltagende affaldsselskaber. Det er foreslået, at det på dette grundlag diskuterer en mulig fremtidig revision og koordination listerne og deres mulige rolle i udarbejdelse og implementering af (mere) bæredygtig håndtering og deponering af blandet (og mineralsk) affald.

1 Indledning

1.1 Baggrund

Dette projekt udgør anden del af projektet "Fremtidens deponeringsstrategier – forbedret håndtering og deponering af affald", hvis hovedformål er at sikre, at de ressourcer, som findes især i blandet affald, kan udnyttes optimalt gennem forbedret håndtering, og at sikre, at den del af affaldet, som ikke kan udnyttes, og som derfor bliver deponeret, har optimale egenskaber i forhold til en minimering af efterbehandlingsperioden.

Første del af projektet, "Kortlægning af sammensætning og håndtering af (især) blandet affald", blev 2016 og 2017 gennemført af Danish Waste Solutions ApS (DanWS) med Econet som underleverandør for og i samarbejde med DepoNet-medlemmerne ARGO, AV Miljø, Odense Nord, Reno Djurs og Reno Nord. Resultaterne af første del af projektet er beskrevet 3 rapporter:

- Kortlægning af eksisterende systemer og affaldsproducenter - Delaktivitet 1a, april 2017.
- Gennemførelse og resultater af sorteringsforsøg af deponeringsegnet affald - Delaktivitet 1b, marts 2017.
- Kortlægning af sammensætning og håndtering af (især) blandet affald - Sammenfattende rapport - Delaktivitet 1c, maj 2017.

De deltagende affaldsselskaber har efterfølgende, efter en mindre revision af projektplanerne, truffet aftale med DanWS om gennemførelse af del 2 af projektet.

I denne del af projektet afrundes vurderingen af mulighederne for anvendelse/nyttiggørelse af nogle af de ved sorteringen identificerede materialefraktioner i det tilførte blandede affald. Herefter diskuteres såvel overordnede deponeringsstrategier som lovmæssige og specifikke elementer af deponeringsstrategier, og der søges tilvejebragt nogle værktøjer, som kan anvendes til at undersøge, i hvilket omfang specifikke affaldsfraktioner og specifikke deponeringsstrategier er kompatible. Det skal bemærkes, at mange af de informationer, metoder og værktøjer, som findes i rapporterne fra projektet *Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald*, herunder specielt rapporterne fra Delopgave 1 – Kildestyrke og eksemplerne på anvendelse af metodikken på tre konkrete deponeringsanlæg, er meget relevante og anvendelige i denne sammenhæng. Endelig sammenlignes positivlisterne for modtagelse af blandet affald for de fem deponeringsanlæg med henblik på en eventuel efterfølgende diskussion.

1.2 Formål

Formålene med denne del af projektet om fremtidens håndterings- og deponeringsstrategier er følgende:

- At foretage en indledende vurdering af, hvorledes nogle af de forskellige affaldsfraktioner i blandet affald, som pt. tilføres deponeringsanlæg for blandet affald, håndteres mest hensigtsmæssigt. Bør de frasorteres med henblik på genanvendelse eller nyttiggørelse (hvilket i princippet godt kan (og måske bør) ske opstrøms, men også kan ske ved modtagelsen på anlægget), eller bør de deponeres? Det overvejes også, om læs af blandet affald overhovedet skal tilføres deponeringsanlæggene.
- At udvikle/beskrive og diskutere hensigtsmæssige deponeringsstrategier, som for eksempel kan forventes at sikre den kortest mulige efterbehandlingsperiode for affald, som ikke kan nyttiggøres. Dette omfatter blandt andet samt identifikation af ønskede og uønskede affaldsegenskaber (herunder også uønskede stoffer/produkter) set i relation til de valgte/udviklede deponeringsstrategier.
- Der skal i videst mulige omfang udvikles metoder og værktøjer, som kan anvendes dels til at undersøge, om en given affaldstype bør modtages på en deponeringsenhed, som er baseret på en given deponeringsstrategi, dels til at undersøge, i hvilket omfang forskellige design- og driftsmæssige forhold fremmer eller forringer gennemførelsen en ønsket deponeringsstrategi.

2 Vurdering af håndteringsmuligheder for blandet affald

2.1 Genanvendelse/nyttiggørelse?

Med henblik på at etablere et datamateriale, som kan indgå i grundlaget for vurderinger af, hvorledes de enkelte affaldstyper, som ved sorteringsforsøgene er fundet i affaldslæs, som er blevet tilført deponeringsenheder for blandet affald, er nogle af de tidligere rapporterede resultater af sorteringsforsøgene opsummeret i dette afsnit. Ved sorteringen i juni og august 2016 blev affaldet opdelt i 30 hovedfraktioner samt en fraktion af materiale, som ikke kunne udsorteres (restfraktionen). I Tabel 2.1 ses en oversigt over de sorterede læs og en umiddelbar vurdering (på stedet) af, hvorledes affaldet i hvert læs burde disponeres, baseret på udsorteringen i affaldsfraktioner.

Tabel 2.1 Oversigt over de 14 sorterede affaldslæs.

Affaldsselskab og sorteringsplads	ID	Affaldets oprindelse	Umiddelbar vurdering af affaldet (%)			
			Depone- ringsegnet	Forbræn- dingsegnet	Genan- vendeligt	Far- ligt
ARGO, Audebo Miljøcenter	AR1	Holbæk Genbrugsplads	60,1	2,2	37,7	0
	AR2	Roskilde Genbrugsplads	89,5	1,8	8,2	0,5
	AR3	Hårlev Genbrugsplads	74	0,9	24,6	0,5
AV Miljø	AV1	Boligselskabet AKB	91	2,8	6,2	0
	AV2	Værløse Genbrugsstation	97,6	0,7	1,7	0
Odense Renovation, Odense Nord Miljø- center	OR1	Villestofte Genbrugsplads	77,9	9	12,9	0,1
	OR2	Aber Produkthandel	55	2,1	42,3	0,5
Reno Djurs, Glatved Depone- ringsanlæg	RD1	Feldballe Genbrugsstation	88,7	2,8	8,5	0
	RD2	Drammelstrup Genbrugs- station (tungt læs)	98,6	0,3	1,1	0
	RD3	Drammelstrup Genbrugs- station (let læs)	59,2	11,5	27,5	1,8
	RD4	Ebeltoft Genbrugsstation	66,7	7,7	25,6	0
Reno Nord, Rærup Deponerings- anlæg	RN1	Multi Byg Aalborg A/S	7	13,5	79	0,5
	RN2	Gandrup Genbrugsplads	60,4	1	38,5	0,1
	RN3	Genbrugspladsen Over Kæret	72,6	0,3	27,1	0

De 14 læs udgjorde tilsammen 68,5 tons, svarende til ca. 0,02 % af den samlede mængde affalde, der blev deponeret på de 5 deponeringsanlæg i 2015. På anlæggene blev der i 2015 tilsammen deponeret 266.331 tons blandet deponeringsegnet affald. Affaldet fra de kommunale genbrugspladser stod for ca. 16.978 tons, hvilket i gennemsnit svarer til ca. 6,3 %. Der er dog stor forskel mellem anlæggene, hvor andelen af affald fra de kommunale genbrugspladser varierer fra 3,4 % til 13,6 %.

På grundlag af gennemsnitsværdierne for sorteringsresultaterne, kan affaldsfraktionerne som vist i Tabel 2.2 inddeles i grupper efter hvor stor en andel, de enkelte fraktioner gennemsnitligt udgør af de tilførte mængder blandet affald.

Fra 10 af læssene – to fra hvert deponeringsanlæg – blev der fra restfraktionen, som for en stor dels vedkommende bestod af fint, jordlignende materiale – udtaget delprøver til testning for stofudvaskning. I Tabel 2.3 er den vægtmæssige fordeling af de 11 største affaldsfraktioner i hvert af disse 10 læs vist.

I Tabel 2.4 er der for alle de 14 sorterede læs foretaget en vurdering af disponeringsmulighederne genanvendelse/forbrænding og deponering/destruktion for de 20 største affaldsfraktioner (ukendt potentiale regnes i første omgang som deponeringsegnet, men bør nok vurderes nærmere).

Tabel 2.2 Gennemsnitligt (uvægtet) procentisk indhold af de forskellige udsorterede affaldsfraktioner i 14 læs af blandet affald til deponering.

Gennemsnitlig andel af de forskellige affaldsfraktioner tilført til deponeringsanlæggende med læs af blandet affald				
> 10% (w/w)	5% – 10% (w/w)	2% – 5% (w/w)	1% - 2% w/w	< 1% (w/w)
Restfraktionen/finstof (46,9%) B&A-affald (12,1%)	Mineraluld (6%) Gips (5,3%)	Rent træ (4,7%) Rene mursten (3,8%) Ren beton (4,6%) Blød plast, PVC (3,0%) Andet brændbart (2,8%)	Blød plast, alm. (1,2%) Asfalt (1,2%) Husholdningsaffald, ej brændbart (1,4)	Bildæk u. 1,4 m (0,015%), Genanvendeligt glas (0,21%), Hård plast, alm. & bl. (0,30%), Hård plast, PVC (0,58%), Jern og metal (0,5%), Pap og papir (0,63 %), Tekstiler (0,05 %), Elektronikaffald (0,39 %), Farligt affald (0,26 %), Flamingo/EPS (0,28 %), Reb, tov, snor og net (0,15 %), Tagpap (0,42 %), Træ, udendørs (0,56 %), Glasfiber og lignende (0,42 %), Natursten (0,90 %), Komposit materialer (0,38 %), Jord og natursten (0,07 %), Displayplader m. kakler mv. (0,15 %), Jord (0,55 %)

Tabel 2.3 Procentvis vægtmæssig fordeling af de største affaldsfraktioner i de 10 læs, hvorfra der er udtaget stikprøver af restfraktionen til testning af stofudvaskning, samt beregnet uvægtet gennemsnitsindhold.

Fraktioner	AR1	AR2	AV1	AV2	OR1	OR2	RD2	RD4	RN1	RN3	Gnsnt.	Observeret i antal læs
	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	
Restfraktionen	44,2	68,7	70,4	77,0	30,8	35,0	59,4	22,9	0,17	54,3	46,3	10/10
B&A-affald	3,63	4,28	18,3	0,57	17,7	13,5	39,1	18,0	0,00	14,8	13,0	9/10
Rent træ	0,08	2,0	0,64	0,36	0,61	2,3	0,01	6,5	51	0,01	6,3	10/10
Mineraluld	0,3	0,4	1,1	14,7	21,1	5,5	0,0	13,3	5,9	0,0	6,2	10/10/
Gips	2,2	4,5	3,1	0,0	7,9	16,8	0,28	17,1	4,0	0,06	5,6	9/10
Rene mursten	34,7	0,00	0,00	0,00	0,00	14,8	0,00	0,00	0,00	3,9	5,3	3/10
Andet brændbart	1,2	1,1	2,3	0,3	8,3	1,6	0,24	7,7	7,3	0,1	3,0	10/10
Blød plast, PVC	7,91	1,67	0,00	4,66	2,38	0,77	0,05	6,63	0,00	0,00	2,4	7/10
Ren beton	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	23,2	2,3	1/10
Blød plast, ej PVC	0,08	0,08	0,00	0,24	0,67	0,58	0,01	0,02	14,4	0,02	1,6	9/10
Husholdningsaffald, ej brændbart	0,71	1,02	0,63	0,22	3,44	0,02	0,82	5,83	0,00	0,06	1,3	9/10

Tabel 2.4 Vurdering af disponeringsmulighederne for de enkelte affaldsfraktioner efter sortering (se fotos af en række af de udsorterede fraktioner i Bilag 1).

Affaldsfraktioner i blandet deponeringsejnet affald	Gennemsnit for affald for private leverendører (antal sorterede læs 3)	Gennemsnit for kommunalt affald/genbrugpladser (antal sorterede læs 11)	Samlet gennemsnit for 14 læs
	Vægt-%	Vægt-%	Vægt-%
Restfraktion/finstof	35,1	50,1	46,9
Bygge- og anlægsaffald	10,6	12,5	12,1
Mineraluld	4,2	6,5	6,0
Gips	8,0	4,6	5,3
Træ, rent	18	1,2	4,7
Ren beton	0	5,9	4,6
Rene mursten	4,9	3,5	3,8
Blød plast, PVC	0,27	3,7	3,0
Brændbart, andet	3,7	2,5	2,8
Husholdnings ej brændbart	0,2	1,7	1,4
Asfalt	0,0	1,6	1,2
Blød plast, alm	5,0	0,18	1,2
Natursten	0,0	1,1	0,90
Pap og papir	2,5	0,12	0,63
Hård plast, PVC	0,60	0,57	0,58
Træ, udendørs	1,1	0,42	0,56
Jord	0,0	0,70	0,55
Jern og metal	0,90	0,39	0,50
Tagpap	0,17	0,49	0,42
Glasfiber og lignende	0,50	0,40	0,42

Opsummeret fordeling af de største fraktioner

Potentielt genanvendeligt	34,1%
Måske genanvendeligt	7,0%
Forbrændingsejnet	3,4%
Deponeres/destrueres	3,6%
Potentiale kendes ikke	48,3%

Som det fremgår af Tabel 2.4 og fotografierne i Bilag 1 kunne en betydelig del af de enkelte affaldstyper på de 14 læs, der er tilført deponeringsanlæggene som blandet affald, sandsynligvis have været genbrugt, genanvendt, nyttiggjort eller forbrændt og dermed være indgået i den cirkulære økonomi. Sammenblandingen af de mange forskellige affaldstyper på læssene gør det vanskeligt efterfølgende (på deponeringsanlæggene) at adskille og udsortere dem til henholdsvis anvendelse/nyttiggørelse og deponering. Nogle affaldstyper bliver forurenet og får genanvendelsesmulighederne vanskeliggjort eller ødelagt af sammenblandingen med andet affald. Tilførslen af blandede læs til deponering gør det i øvrigt vanskeligt for ikke at sige umuligt at tildele retvisende EAK-koder til det affald, der deponeres. Da man således ikke engang på EAK-niveau har noget detaljeret overblik over de affaldstyper, som tilføres og placeres i deponeringsenhederne for blandet affald, bliver det meget vanskeligt at planlægge og gennemføre deponeringsstrategier baseret på de i kapitel 4 og 5 diskutererede strategier.

Det forekommer indlysende, at man – både af hensyn til potentialet for genanvendelse og nyttiggørelse og af hensyn til mulighederne for at planlægge og gennemføre deponeringsstrategier, som kan reducere efterbehandlingstiden og dermed deponeringsomkostningerne – bør gennemføre opstrøms tiltag, der kan holde de enkelte affaldsstrømme adskilt og udnytte deres anvendelses- og nyttiggørelsespotentiale, før den resterende delmængde sendes til deponering. I kravene til grundlæggende karakterisering i deponeringsbekendtgørelsen (punkt 12 under "Obligatoriske oplysninger i den grundlæggende karakterisering" i Bilag 3, som også omfatter blandet affald) står der, at affaldet skal underkastes en "Vurdering af, om affaldet eller dele heraf kan genanvendes eller nyttiggøres på anden måde". Der bør således ikke kunne modtages egentlig blandede affaldslæs på deponeringsanlæggene, og de læs affald, der modtages, bør fortrinsvis bestå af enkelte affaldstyper, der har undergået den nævnte vurdering. Affaldet bør desuden være vurderet i forhold til ønsket opførsel efter deponering, hvis et læs omfatter mere end en affaldstype, bør de være compatible i forhold til den ønskede opførsel/anvendte deponeringsstrategi. Som konsekvens bør læs af blandet affald, som vi kender dem i dag, afvises ved ankomst til deponeringsanlægget.

Ovenstående kan give anledning til at kigge nærmere på positivlisterne for enheder for blandet affald (og i øvrigt også for de øvrige enheder, herunder specielt enheder for mineralsk affald, da nogle af de enkelte affaldstyper, som kan separeres fra blandet affald, må antages at kunne klassificeres som mineralsk affald). I den sammenhæng kunne man starte med at vurdere de eksisterende positivlister i forhold til punkterne under ovennævnte "Obligatoriske oplysninger i den grundlæggende karakterisering" i Bilag 3 i BEK 1253/2019. Man burde måske også overveje at gøre positivlisterne mere dynamiske, således at de løbende kunne tilpasses udviklingen vedrørende genanvendelse og nyttiggørelse af relevante affaldsfraktioner. Dette bør ske i samarbejde med genbrugsstationerne og, hvis det er muligt, erhvervsvirksomheder, som producerer blandet affald. Positivlisterne må selvfølgelig også tilpasses eventuelle nye tiltag baseret på fastlæggelse af (nye) deponeringsstrategier.

Hvis genbrug/genanvendelse/nyttiggørelse i princippet synes at være en mulighed, bør følgende undersøges nærmere:

- Hvad er betingelserne/kravene til materialet ved den/de påtænkte anvendelser?
- Kræver det behandling og givet fald hvilke(n)?
- Hvordan bør/kan fraktionen separeres fra det øvrige affald, og bør/kan dette ske opstrøms eller on-site?

Hvis dette for en given fraktion fører til, at genanvendelse ser ud til at være en teoretisk mulighed, bør problemstillingen og de praktiske og ressourcemæssige implikationer drøftes nærmere.

I **Bilag 2** er der foretaget nogle generelle beskrivelser af nogle af følgende affaldsfraktioner:

Større affaldsfraktioner fra sorteringsforsøgene

Restfraktionen (finfraktionen)

Bygge- og anlægsaffald (burde retteligt benævnes bygge og nedrivningsaffald)

Mineraluld

Gips

Rent træ

Blød plast (PVC)

Mindre affaldsfraktioner fra sorteringsforsøgene

Natursten (marksten)

Tagpap

Udendørs træ, trykimprægneret træ

Glasfibre materiale

Affaldsfraktioner, som ikke direkte har været omfattet af sorteringsforsøgene

Asbestholdige materialer

Sammensatte materialer og kompositmaterialer

Bioasker

Den største fraktion, restfraktionen, som udgjorde næsten halvdelen af det blandede affald, som blev tilført de fem deponeringsanlæg og udsorteret, er blevet undersøgt specielt. Resultaterne heraf er beskrevet i **Bilag 3**.

Desværre har det ikke for alle affaldsfraktionerne umiddelbart været muligt at fremskaffe de oplysninger om relevante egenskaber, kemisk sammensætning og udvaskningsforhold (specielt kolonnetests og pH-statistiske udvaskningstests), som vil være nødvendige for at vurdere fraktionernes opførsel i relation til nogle anvendelsesmuligheder og til nogle deponeringsstrategier. Det anbefales, at sådanne søges tilvejebragt (for visse materialer såsom bygge- og nedrivningsaffald (knust beton og tegl), affaldsforbrændingsslagger og knust asfalt findes data og henvisninger i afsnit 5.2).

Nogle af fraktionerne genanvendes/nyttiggøres allerede i betydeligt omfang, og for andre er der sat anvendelsesinitiativer i gang. Dette må forventes at reducere den andel af disse fraktioner, som fremover vil blive tilført deponeringsanlæggene.

2.2 Deponering

Hvis genbrug/genanvendelse/nyttiggørelse i princippet ikke synes at være en mulighed for en given affaldsfraktion, er alternativet deponering. For de fraktioner, som ikke forventes at kunne genanvendes/nyttiggøres, skal mulighederne for deponering under optimale forhold, dvs. forhold som kan forventes at medføre den kortest mulige efterbehandlingstid, undersøges.

Med udgangspunkt i informationerne om den enkelte affaldsfraktions sammensætning og udvaskningsegenskaber, og med henblik på udarbejdelse af konkrete deponeringsstrategier bør bl.a. følgende spørgsmål søges besvaret:

- Bør man for den pågældende fraktion tilstræbe den hurtigst mulige omsætning/nedbrydning?
- Bør man for den pågældende fraktion tilstræbe den hurtigst mulige udvaskning?
- Bør man for den pågældende fraktion tilstræbe at bevare alle eller visse egenskaber på kort eller længere sigt (omfatter også ressourcebank-problematikken)?
- Indeholder affaldsfraktionen eller dele af den stoffer, som vides at kunne give anledning til problemer på kort eller langt sigt (her kan resultater af Risikovurderingsprojektet tænkes anvendt)?
- Bør/kan affaldsfraktionen med fordel underkastes en behandling forud for eller under/efter deponering?
- Kan affaldsfraktionen uden negative effekter eller måske med positive effekter (igen) blandes med andre fraktioner?
- Er der fraktioner, som absolut ikke bør blandes?

Besvarelsen af ovenstående spørgsmål, vil kunne anvendes som grundlag for udvikling/beskrivelse af den/de mest optimale deponeringsstrategi(er) med hensyn til miljøbeskyttelse og reduktion af efterbehandlingstiden. I kapitlerne 4 og 5 er der beskrevet og diskuteret nogle rammer og værktøjer, som vil kunne anvendes ved besvarelsen af ovenstående spørgsmål og udvikling af specifikke, bæredygtige deponeringsstrategier.

3 Deponeringsstrategier og lovgivning

3.1 Generelt om deponering og strategi

Ved en deponeringsstrategi skal her forstås indretning og drift af en deponeringsenhed, som gennem hensyntagen til en række forhold tilstræber at opnå et bestemt formål (og forløb). I denne sammenhæng er strategien, dens mål og forløbet mod målet, primært udtrykt gennem kildestyrken og håndteringen af det dannede perkolat frem mod det tidspunkt, hvor efterbehandlingen kan afsluttes.

En given deponeringsstrategi skal naturligvis ses i sammenhæng med den efterfølgende stoftransport i jord og grundvand og påvirkningen af en receptor. Men i denne sammenhæng fokuseres specielt på kildestyrken og mulighederne for at påvirke og styre denne. Der fokuseres i første omgang på planlægning og drift af nye deponeringsenheder, selv om nogle af de beskrevne principper formentlig også med nogen effekt vil kunne anvendes på igangværende deponeringsanlæg og -enheder. Endvidere omfatter strategiudviklingen primært blandet affald, men også i nogen grad mineralsk affald.

Deponeringsstrategien kan ses fra forskellige udgangspunkter og synsvinkler:

Hvis udgangspunktet er en given affaldstype, der skal disponeres, skal der indledningsvis tages stilling til, om affaldet vil kunne udnyttes (genbruges/genanvendes/nyttiggøres), eller om det er forbrændingsegnet, jf. definitionen på deponeringsegnet affald i Deponeringsbekendtgørelsen. Denne vurdering bør videst mulige omfang gennemføres opstrøms for deponeringsanlægget. Hvis affaldet kan udnyttes eller er forbrændingsegnet, skal det omdirigeres til nyttiggørelse eller forbrænding, og det bør ikke tilføres et deponeringsanlæg (eller senest frasorteres ved ankomsten til deponeringsanlægget). Hvis resultatet af vurderingen er, at affaldet har et potentiale for genanvendelse, som dog af tekniske eller økonomiske årsager ikke kan udnyttes på det pågældende tidspunkt, bør dette indgå overvejelserne omkring deponeringsstrategien for materialet, eller der må findes et alternativ til egentlig deponering. Hvis affaldet ikke kan genanvendes og ikke skønnes at have et potentiale for fremtidig udnyttelse, skal det deponeres i henhold til en strategi, som tager hensyn til affaldstypens egenskaber set i relation til det/de overordnede formål med strategien¹. Det var blandt andet derfor, der i Deponeringsdirektivet og den tilhørende Rådsbeslutning (samt Deponeringsbekendtgørelsen) blev stillet krav om grundlæggende karakterisering, herunder karakteriseringstestning.

Hvis udgangspunktet er indretning og drift af deponeringsenheder på et deponeringsanlæg og fordeling af forskellige typer affald på de forskellige enheder, således at de overordnede mål med deponeringen i videst mulige omfang kan opfyldes, vil det efter al sandsynlighed være nødvendigt at anvende forskellige deponeringsstrategier for forskellige typer deponeringsenheder og at sikre, at en given enhed kun modtager affaldstyper med "kompatible" egenskaber, som er i overensstemmelse med deponeringsstrategien for den pågældende enhed. Det er bl.a. sådanne overvejelser, der oprindeligt lå bag definitionerne af deponeringsenheder for inert, mineralsk og farligt affald og opstillingen af de tilhørende krav til stofindhold og stofudvaskning i Rådsbeslutningen 2003/33/EF og Deponeringsbekendtgørelsen (BEK 1253/2019), hvor man gennem indholdet af organisk stof (udtrykt som indholdet af TOC (og DOC i eluatet fra udvaskningstests)) skelner mellem disse indbyrdes og blandet affald. For inert affald er grænseværdien for TOC = 3 % (w/w), mens den for mineralsk affald er 5 % (w/w). Blandt affald er defineret som ikke-farligt affald med TOC > 5 % (w/w) og kan med få restriktioner deponeres uden krav til stofudvaskning, mens farligt affald kan deponeres, hvis det har et indhold af TOC, som er mindre end 6 %, og i øvrigt (lige som inert og tidligere mineralsk, men ikke blandet affald) overholder de kriterier for stofudvaskning, som er fastlagt for modtagelse på de respektive typer deponeringsenheder.

Grænseværdierne for indhold af TOC og udvaskning af DOC i inert, mineralsk og farligt affald, som ønskes deponeret, afspejler et generelt ønske om at reducere indholdet af organiske (biologisk nedbrydelige) materialer og stoffer i affaldet og dermed begrænse dannelsen af drivhusgasserne metan og kuldioxid². Kravene til max-indhold af TOC forventes også i væsentlig grad at begrænse bioned-

¹ Dette sker af og til allerede i dag, da forbrændingsegnet affald i nogle tilfælde deponeres midlertidigt med henblik på senere tilførsel til et forbrændingsanlæg. Tidshorisonten er dog som regel forholdsvis kort.

² Under forhandlingerne om fastsættelse af modtagekriterierne for affald på de forskellige deponeringsenheder i TAC'en (the Committee for the Adaption of Scientific and Technical Progress of EC legislation on Waste, landfill subgroup) i 2000 – 2002 blev det forsøgt at finde en hensigtsmæssig direkte test for affaldets biologiske omsættelighed. De tests, som den gang

bydeligheden af det deponerede affald, således at de stabiliserende processer primært vil omfatte uorganisk kemiske og fysisk-kemiske processer, herunder udvaskning og borttransport, som med tiden kan reducere det tilbageværende forureningspotentiale og forhåbentlig føre til, at efterbehandlingen af deponeringsenhederne kan afsluttes.³ Tilsvarende krav findes ikke for modtagelse af blandet affald på deponeringsenheder for blandet affald, men det har siden 1997 ikke været tilladt at deponere forbrændingsegnet affald (herunder husholdningsaffald) Danmark, så ideen har været også at gøre det blandede affald mere "uorganisk", formentlig primært for at reducere produktionen af drivhusgasser i det deponerede affald. Det har gjort det nemt for Danmark at overholde den gradvise reduktion over tid af deponering af husholdningsaffald, som siden 1999 har været et krav i Deponeringsdirektivet.

Gennem de senere år er det for alle typer deponeringsenheder blevet et hovedmål eller hovedønske, at efterbehandlingstiden skal være så kortvarig som mulig. Samtidig er det blevet klart, at behovet for efterbehandling i mange tilfælde må forventes at strække sig betydeligt længere end de 30 år, som der i henhold til Deponeringsdirektivet skal afsættes midler til (30 år er også fortsat udgangspunktet i Deponeringsbekendtgørelsen). Hverken det ovennævnte mål, eller nogen egentlig strategi for, hvordan man sikrer eller øger muligheden for at nå det, er beskrevet på europæisk plan i Deponeringsdirektivet eller Rådsbeslutningen eller i den danske Deponeringsbekendtgørelse. Det betyder rent faktisk, at der de sidste 30 – 50 år ikke er sket nogen afgørende principielle forskelle i, hvorledes deponeringsanlæg er blevet indrettet og drevet – deponeringsenheder for inert, mineralsk, blandet og farligt affald er – selv om membran- og drænsystemer mv. er blevet mere effektive, og kravene til dem er differentieret mellem de forskellige typer deponeringsenheder - stort set indrettet ens og som mere effektive versioner af de gamle lossepladser. Fremgangsmåden er, at forskellige typer affald anbringes i de forskellige typer deponeringsenheder, dækkes til med overjord mv. uden konkrete krav til infiltrationen af nedbør (kravene til slutaftdækning i Deponeringsbekendtgørelsen er ikke særligt klare), perkolatet opsamles og behandles både før og efter afslutningen, men der er (generelt) hverken i indretning eller drift af de forskellige enheder gennemført tiltag målrettet mod at fremme en strategisk udvikling, der kan føre til afslutning af efterbehandlingen. Danmark er dog et af de få Europæiske lande, som med udgangspunkt i strategiske overvejelser ikke foreskriver lav- eller impermeabel overdækning af afsluttede deponeringsenheder. Til gengæld afviger den danske implementering af Deponeringsdirektivet også fra implementeringen i de fleste øvrige EU-lande ved at foreskrive tætte bundmembraner under enheder for inert affald (af hvilke, der heldigvis stort set ingen findes i Danmark). Ved beregningen af de udvaskningsbaserede acceptkriterier for modtagelse af affald på de forskellige typer deponeringsenheder er der både i Rådsbeslutningen 2003/33/EU og Deponeringsbekendtgørelsen alene taget hensyn til beskyttelse af jord og grundvand (og overfladevand) mod forurening med stoffer i udsivende perkolat.

3.2 Danske vejledninger og bekendtgørelser om affaldsdeponering

Miljøstyrelsen har siden sin etablering 1972 udgivet 3 vejledninger og 5 bekendtgørelser om affaldsdeponering:

- Vejledning for kontrollerede lossepladser (Miljøstyrelsen, 1974)
- Vejledning i affaldsdeponering (Miljøstyrelsen, 1982)
- Vejledning fra Miljøstyrelsen: Affaldsdeponering (Miljøstyrelsen, 1997)
- Bekendtgørelse nr. 650 af 29/06/2001 om deponeringsanlæg
- Bekendtgørelse nr. 252 af 31/03/ 2009 om deponeringsanlæg
- Bekendtgørelse nr. 719 af 29/06/2011 om deponeringsanlæg
- Bekendtgørelse nr. 1049 af 30/08/2013 om deponeringsanlæg
- Bekendtgørelse nr. 1253 af 21/11/2019 om deponeringsanlæg

blev foreslået, blev dog vurderet som værende for komplicerede eller tidskrævende til formålet. I stedet valgte man at teste for indhold af TOC/DOC som en kompromisløsning vel vidende, at der ikke nødvendigvis er en direkte sammenhæng mellem TOC/DOC og biologisk omsættelighed (og potentiale for dannelse af drivhusgasser). Med henblik på rutinemæssig testning er testen(e) til gengæld forholdsvis simple og hurtige at gennemføre

³ DOC (opløst organisk kulstof) i perkolatet kan forøge udvaskningen og mobiliteten ved transport i jord og grundvand af en række potentielt miljøskadelige stoffer (f.eks. Cu) og kan ved udsivning af perkolat til grundvand selv udgøre en forurening.

De to første vejledning fra 1974 og 1982 omhandlede primært geotekniske forhold og foranstaltninger til umiddelbar beskyttelse af det omgivende miljø. I vejledningen fra 1974 omtales membraner kun i en fodnote, mens både lermembraner og kunststofmembraner omtales mere udførligt i vejledningen fra 1982. De forskellige typer affald, som må deponeres, omtales i begge vejledninger, mest udførligt i vejledningen fra 1982, men der stilles ingen krav til sammensætning og udvaskningsegenskaber af affaldet. I vejledningen fra 1982 opstilles der analyseprogrammer for monitorering af perkolat og grundvand fra grundvandsboringer, og der gives information om den daværende viden om gasventilering. Herfra er der et stort spring frem til den sidste vejledning om affaldsdeponering fra 1997, som er omtalt mere udførligt i det efterfølgende afsnit. Det kan nævnes, at DAKOFA (1985) udgav en rapport, som omhandlede næsten alle aspekter af grundvandskontrol ved kontrollerede affaldsdeponier.

BEK 650/2001 implementerede dele af Deponeringsdirektivet (1999/31/EF), mens BEK 252/2009 yderligere implementerede Rådsbeslutningen 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/EF⁴. I den efterfølgende bekendtgørelse, BEK 719/2011, blev der foretaget nogle justeringer, hvilket bl.a. omfattede, at kravet om testning af mineralsk affald til modtagelse på enheder for ikke-farligt mineralsk affald, blev slettet "midlertidigt". De to seneste revisioner, BEK 1049/2013 og BEK 1253/2019 er blevet foretaget på grund af ændringer i Deponeringsdirektivet og justeringer i anden dansk lovgivning.

3.3 Deponeringsvejledningen fra 1997

Danmark havde faktisk i løbet af 1990'erne udviklet en strategi for deponering af affald, som med hensyn til intentionerne var ganske avanceret og fremsynet, men som med hensyn til praktisk implementering ikke var helt på samme udviklingstrin. Den er beskrevet i den sidste danske deponeringsvejledning: Vejledning fra Miljøstyrelsen, Nr. 9, 1997 – Affaldsdeponering, og den var præget af og udtrykte de danske synspunkter på den dengang igangværende udvikling af Deponeringsdirektivet (1999/31/EF) og Rådsbeslutningen (2003/33/E). I vejledningens kapitel 2. er den overordnede deponeringsstrategi beskrevet over 2½ sider. Her hedder det blandt andet, at:

"Strategien for deponering af affald tager udgangspunkt i, at enhver generation skal håndtere sit eget affald. En generation er samtidig den realistiske tidshorisont, hvor aktive, miljøbeskyttende systemer kan forventes at fungere. Endelig er det tidshorisonten for, hvor lang tid perkolathåndtering, optimal kontrol og tilsyn kan forventes gennemført, efter at drift af deponeringsanlægget er ophørt.

Derfor skal affaldet, der deponeres, have en sammensætning, hvorfra det kan sandsynliggøres, at perkolatet inden for en tidshorisont på 30 år [en generation] kan accepteres i det omgivende grundvand. I perioden inden affaldet er acceptabelt i omgivelserne, udgør et deponeringsanlæg en potentiel forureningskilde.

Da dele af de aktive, miljøbeskyttende systemer kan svigte, skal det sikres, at deponeringsanlægget er placeret miljømæssigt forsvarligt."

Det anføres også:

"Inden affald accepteres til deponering, må det sandsynliggøres, at perkolatet fra affaldet vil være acceptabelt i områdets grundvand, senest efter 30 år og herefter. Er dette ikke tilfældet, skal affaldet behandles på en måde, der sikrer, at kriterierne kan opfyldes inden deponering."

I vejledningen er der beskrevet tre typer deponeringsenheder for ikke-farligt affald:

- **Enheder for inert affald** (til affald, der er ikke-reaktivt (både fysisk og kemisk), og hvorfra stofafgivelse er negligérbart). De miljøbeskyttende systemer kan være passive og/eller aktive. Som af-

⁴ Hvis man søger den danske version af Rådsbeslutningen på EU-kommissionens hjemmeside, ville man forvente at finde den sammen med de øvrige landes versioner på web-adressen:

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32003D0033&from=DA>

Den første danske oversættelse, som man finder her, var imidlertid så fyldt med meningsforstyrende fejl, at den efterfølgende blev berigtiget og i en ny version lagt ud på følgende web-adresse:

[https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32003D0033R\(01\)&from=DA](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32003D0033R(01)&from=DA).

Man kan ikke umiddelbart se på den "forkerte" version, at den ikke er gældende, men er blevet berigtiget.

faldstyper, der forventedes at falde i denne kategori, nævntes: asbest, porcelæn, glas, gasbeton, afhærdet glasuld, tegl, armeret beton.

- **Enheder for mineralsk affald** (til affald af mineralsk karakter (højt indhold af salte og metaller) med intet eller ganske ringe indhold af organisk stof. De miljøbeskyttende systemer kan være aktive og/eller passive. Som affaldstyper, der forventedes at falde i denne kategori, nævntes: gipsaffald, slagge, flyveaske, vej-opfej, støbesand, metalforurenet jord.
- **Enheder for blandet affald** (til affald, der er en blanding af langsomt nedbrydeligt organisk stof og mineralske elementer af ikke-brændbar karakter. De miljøbeskyttende systemer skal være aktive). Som affaldstyper, der forventedes at falde i denne kategori, nævntes: restprodukter fra sorteret storskrald, restprodukter fra sorteret bygge- og anlægsaffald, sand fra renseanlæg.

I vejledningen defineredes yderligere en type deponeringsanlæg, nemlig specialdepoter:

"Et specialdepot er et deponeringsanlæg, der kun modtager én nærmere bestemt type affald under kontrollerede og miljømæssigt forsvarlige forhold. Affaldstypen skal være kendt med hensyn til oprindelse, sammensætning og forventede udvaskningsegenskaber."

Som eksempler på affald, der kunne forventes at falde i denne kategori, nævntes: Restprodukter fra industriproduktion (enkelte industrier eller brancher), slagger fra affaldsforbrændingsanlæg, flyveaske fra kulfyrede kraftværker.

Det bemærkes, at farligt affald ikke i deponeringsmæssig sammenhæng på dette tidspunkt blev betragtet som en selvstændig affaldskategori, selv om der var henvisninger til forskellige arbejdsmiljøregler. For så vidt angår deponeringsstrategien, blev der i vejledningen lagt vægt på de egenskaber, som havde betydning for deponeringsstrategien, og ikke på klassificeringen som farligt/ikke-farligt affald. I Tabel 3.1 ses vejledningens generisk udtrykte acceptkriterier for modtagelse af affald på de forskellige kategorier af deponeringsenheder.

I vejledningen er der foreskrevet et hierarkisk niveaudelt testregime: Karakteriseringstestning, Overensstemmelsestestning og On-site verifikation [i praksis inspektion], som efterfølgende er indgået i Rådsbeslutningen 2001/33/EF og Deponeringsbekendtgørelsen. I et bilag til vejledningen er principperne for testmetoder til bestemmelse af de i Tabel 3.1 beskrevne egenskaber anført. Der henvises her især til de metoder, som på dette tidspunkt var under etablering i CEN, og som efter færdigudvikling i CEN-regi kom til at indgå i Rådsbeslutningen 2001/33/EF og Deponeringsbekendtgørelsen.

Der står i vejledningen, at: "En positivliste skal være specifik og relateret til hver enkelt deponeringsenhed på deponeringsanlægget. Positivlisten baseres på de [ovenfor opstillede] affaldskategorier ud fra betragtninger om beskyttelse af:

- *Det omgivende miljø*
- *De miljøbeskyttende foranstaltninger*
- *Stabiliserende processer i affaldet*
- *Arbejdsmiljøet"*

I vejledningen nævnes det endvidere, at egentlige "Kriterier [grænseværdier] for, hvorvidt en affaldstype kan optages en affaldstype kan optages på en positivliste, er endnu usikre og det videnskabelige datagrundlag endnu spinkelt. Både på nationalt og EU-niveau arbejdes der på at udvikle endelige kriterier. Indtil endelige kriterier foreligger, kan [kriterierne i Tabel 3.1] anvendes."

I tråd med dette anføres følgende under vejledningens anvendelsesområde og afgrænsning:

"Vejledningen finder anvendelse ved godkendelse og anlæg af samtlige nye deponeringsanlæg samt ved enhver væsentlig udvidelse af eksisterende anlæg.

Afsnittene om acceptkriterier og testniveauer kan ikke ved vejledningens udsendelse gennemføres i deres fulde udstrækning pga. det på dette tidspunkt manglende videnskabelige grundlag. Afsnittene bør derfor først få fuld gyldighed, når enten det kræves ved lovgivning som følge af vedtagelse af EF-direktivet om affaldsdeponering, eller når det videnskabelige grundlag er tilvejebragt, således at ac-

ceptkriterier og testning kan gennemføres for samtlige deponeringsanlæg i Danmark, herunder eksisterende anlæg. Tests på niveau 3 [on-site verifikation] skal dog altid gennemføres.

Vejledningen omfatter ikke deponeringsanlæg for farligt affald, dog skal principperne beskrevet i denne vejledning som minimum anvendes ved godkendelse og anlæg af deponeringsanlæg for farligt affald.

Vejledningen er alene afgrænset til at angive principper og retningslinjer og kan ikke på nogen måde erstatte den detaljerede, tekniske planlægning og undersøgelse, som går forud for alle beslutninger vedrørende planlægning, etablering og drift af deponeringsanlæg.”

Tabel 3.1 Kriterier for optagelse på positivlister for de forskellige kategorier af deponeringsenheder (Miljøstyrelsen, 1997).

Kriterier	Kategori I Inert affald	Kategori II Mineralsk affald	Kategori III Blandet affald
Glødetab	< 2%	< 5%	< 20% *
Indhold af miljøskadelige stoffer	A	B	B
Kvantificering af potentielt udvaskeligt stof	C	D	-
Kendskab til kemisk sammensætning	E	E	F
Forventet perkolatsammensætning	G	H	H
*: For visse affaldstyper kan glødetabet ikke eftervises. Der må i stedet lægges en volumenmæssig vurdering, der relaterer til glødetabet. Tilstræbt organisk halveringstid > 15 år A: Affaldet må ikke (ved fordampning, opløsning eller udvaskning) kunne afgive signifikante mængder af af miljøskadelige stoffer (hverken organiske eller uorganiske). B: Affaldet bør ikke (ved fordampning, opløsning eller udvaskning) kunne afgive signifikante mængder af af miljøskadelige stoffer (hverken organiske eller uorganiske). C: Affaldets kvantitative indhold af potentielt udvaskelige forureningskomponenter og deres identitet bør være kendt. Der må hverken på kort eller langt sigt kunne udvaskes væsentlige mængder uorganiske stoffer, herunder salte og sporelementer, fra affaldet. D: Affaldets kvantitative indhold af potentielt udvaskelige forureningskomponenter og deres identitet bør være kendt. E: 95% af affaldets totale, kemiske sammensætning bør være kendt, og den kemiske tilstand på kort og langt sigt bør være beskrevet, mindst som type (oxiderende, reducerende, pH/alkalinitet). F: 95% af en affaldstypes sammensætning må kunne beskrives, mindst på affaldsfraktionsniveau. Fraktionernes kemiske tilstand på kort og langt sigt bør kunne beskrives, mindst som type (oxiderende, reducerende, pH/alkalinitet). G: Perkolatsammensætningen bør ikke på noget tidspunkt have nogen signifikant økotoksikologisk virkning, og det må sandsynliggøres, at perkolatet til enhver tid kan accepteres direkte i grundvandet omkring deponeringsanlægget. H: Det bør sandsynliggøres, at perkolatet senest efter 30 år kan accepteres i grundvandet omkring deponeringsanlægget. Perkolatet må ikke udvise nogen økotoksikologisk virkning, som kan udgøre en risiko for perkolatbehandlingssystemet og afledningen herfra.			

Selv om der således blev taget forbehold, og intentionerne i vejledningen fra 1997 nok må siges at have været forud for den praktiske udvikling på deponeringsområdet, har den været et nyttigt redskab til at formulere mulige deponeringsstrategier og forsøge at strukturere og skabe sammenhæng mellem mål og midler. Desuden har arbejdet med at udarbejde vejledningen udgjort et godt grundlag for dansk deltagelse i udarbejdelsen af Deponeringsdirektivet (1990 – 1999) og ikke mindst Rådsbeslutningen om kriterier og procedurer for accept af affald på deponeringsanlæg (2000 – 2002).

3.4 Strategiske overvejelser i relation til Deponeringsdirektivet, den tilhørende Rådsbeslutning og den danske Deponeringsbekendtgørelse

Bag regler for deponering kan der, både nationalt og på EU-plan, bevidst eller ubevidst, ligge mere eller mindre sofistikerede deponeringsstrategier. De kan være ganske simple, og for eksempel blot bestå i at undgå tiltag eller handlinger, som kan modarbejde de mere eller mindre bevidste eller eksplicit udtrykte intentioner. Eller én del af strategien kan have negative effekter på andre dele af strategien. Et eksempel på det sidste, som sagtens kan finde sted inden for rammerne af Deponeringsdirektivet, kan være, at man ønsker at sikre miljøet mod skadelige virkninger af udsivning af perkolat (det **skal** man ifølge Deponeringsdirektivet), og derfor har installeret bund- og sidemembraner og perkolatopsamlingsystemer. Når deponeringsenheden er fyldt op, ønsker man fortsat stor sikkerhed mod perkolatudsivning, og samtidig ønsker man måske også nu og her at reducere eller eliminere omkostningerne til perkolathåndtering. Derfor installerer man måske en lav- eller impermeabel topmembran (her giver Deponeringsdirektivet dog større valgmuligheder), hvilket medfører, at der, så længe topmembranen er intakt, kun infiltrerer lidt eller slet ingen nedbør, hvorfor der stort set ikke skal fjernes/renses noget perkolat. Samtidig ønsker de fleste ejere af deponeringsanlæg, at affaldet skal stabiliseres hurtigst muligt, således at efterbehandlingen kan afsluttes. De processer (udvaskning, biologisk omsætning), som kan stabilisere affaldet og reducere forureningspotentialet til et niveau, som opfylder betingelserne for afslutning af efterbehandlingen, forudsætter, at der siver vand gennem affaldet. Gennemsvivning af vand forhindres eller reduceres imidlertid af den tætte overdækning, så de to strategier, indkapsling og gradvis stabilisering/hurtig afslutning af efterbehandlingen, som begge kan rummes inden for de rammer, der er afstukket af Deponeringsdirektivet, er indbyrdes uforenelige/inkompatible. Det har dog ikke forhindret, at begge strategier mere eller mindre bevidst er blevet anvendt og stadig anvendes på en række deponeringsanlæg i Europa.

Der ligger bag såvel Deponeringsdirektivets og Rådsbeslutningens som Deponeringsbekendtgørelsens opdeling af et deponeringsanlæg i enheder for henholdsvis inert, mineralsk, blandet og farligt affald nogle strategiske overvejelser, der tager udgangspunkt i et ønske om at ikke at sammenblende affaldstyper med vidt forskellige egenskaber, og en viden/formodning om, at forureningspotentialet øges i rækkefølgen inert < mineralsk ≤ blandet < farligt affald. Det afspejler sig i, at kravene til de miljøbeskyttende systemer (membraner, geologisk barriere) mv.) generelt øges i samme rækkefølge, men ikke i forskellige krav til drift mv. Som det fremgår af Generelle mål for Deponeringsdirektivet (Artikel 1, stk. 1), fokuseres der næsten udelukkende på beskyttelse af omgivelserne og menneskers sundhed, men ikke på at fremme stabiliseringsprocesser i affaldet:

"Formålet med dette direktiv er ved hjælp af præcise driftsmæssige og tekniske krav til affald og deponeringsanlæg at opfylde kravene i direktiv 75/442/EØF [det første affaldsrammedirektiv], særlig artikel 3 og 4, gennem foranstaltninger, procedurer og retningslinjer, der tager sigte på at forebygge og i videst muligt omfang begrænse miljøbelastningen fra deponering af affald, herunder navnlig forureningen af overfladevand, grundvand, jord og luft, og belastningen af det globale miljø, herunder drivhuseffekten, samt eventuelle heraf følgende risici for menneskers sundhed under hele deponeringsanlæggets levetid."

De - omend meget lidt konkrete - krav til procedurer omkring afslutning af efterbehandlingen i Artikel 13 og omtalen i direktivets Artikel 10 af, at der skal stilles sikkerhed for udgifter til mindst 30 års efterbehandling, indikerer jo implicit, at man forventer, at der med tiden sker en stabilisering af affaldet og dermed en reduktion af emissionerne af potentielt skadelige stoffer. Med inert affald som den eneste undtagelse fremgår det dog ikke noget sted direktivet (eller den efterfølgende rådsbeslutning), hvilke stabiliseringsprocesser eller tidsforløb, man forestiller sig, at affaldet kan eller bør gennemløbe i en deponeringsenheds levetid, eller hvorledes disse gennem drifts- og anlægsmæssige foranstaltninger kan fremmes.

Da Deponeringsdirektivet blev vedtaget i 1999, erkendte man, at det videnskabelige grundlag (og enigheden mellem medlemslandene) for fastsættelse af procedurer og kriterier for modtagelse af affald på de forskellige typer deponeringsenheder på dette tidspunkt ikke var tilstrækkeligt, og det blev derfor besluttet (Artikel 16 i Deponeringsdirektivet), at denne del af lovgivningen efterfølgende skulle udarbejdes af EU-Kommissionen i samarbejde med den såkaldte Tekniske Adaptationskomité (Committee for the Adaptation to Scientific and Technical Progress of EF Legislation on Waste, Subcommittee on the Landfill Directive, eller blot "TAC"). I Bilag II til Deponeringsdirektivet er der givet en række retningslinjer for den efterfølgende udvikling af kriterier og procedurer for affaldsmodtagelse. I bilaget står der bl.a. følgende, som jo er næsten identisk med ordlyden i den danske Vejledning fra 1997:

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

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

Arbejdet i TAC'en, som var under et betydeligt tidspres i forhold til opgavens størrelse, kom til primært at fokusere på udvikling af grænseværdier for stofudvaskning baseret på beskyttelse af grundvand under den første pind, selv om de udviklede grænseværdier, som fremgår af Rådsbeslutning 2003/33/EF, også i nogen grad kan siges implicit at yde beskyttelse af overfladevand, miljøbeskyttelsessystemer og menneskers sundhed, og måske også af de [implicit] ønskede affaldsstabiliseringssystemer. Det var dog oprindeligt intentionen, at beskyttelsen af de ønskede affaldsstabiliseringssystemer skulle have spillet en større rolle, end den kom til. Man nåede faktisk ikke en gang frem til en eksplicit definition af de processer, som skulle fremmes.

Grundlaget for fastsættelse af grænseværdierne i Rådsbeslutningen (og efterfølgende i den danske Deponeringsbekendtgørelse (pt. BEK 1253/2019) er scenariebaserede modelberegninger af risikoen for påvirkning af grundvand nedstrøms for en deponeringsenhed under forskellige forudsætninger. Mens man således må lede forgæves efter eksplicite beskrivelser af deponeringsstrategier i såvel Deponeringsdirektivet og Rådsbeslutningen som i Deponeringsbekendtgørelsen, udtrykker forudsætningerne for de ovennævnte modelberegninger faktisk en slags strategi for eller forventninger til deponeringsforløbet og længden af efterbehandlingsperioden. Disse forudsætninger er imidlertid hverken beskrevet i Rådsbeslutningen eller Bekendtgørelsen, så de elementer af strategi, som de er udtryk for, kan kun "aflæses" ud fra kendskab til de bagvedliggende modelberegninger. Det er uheldigt, da det fratager operatøren af et deponeringsanlæg muligheden for at vurdere den forventede positive eller negative effekt af diverse anlægs- og driftsændringer på de forskellige deponeringsenheder.

Det kan være vanskeligt at finde dokumentation for den metodologi, som blev udviklet og anvendt til fastlæggelse af udvaskningskriterierne i Rådsbeslutningen, og som efterfølgende bl.a. har ligget til grund for modelberegningerne i projektet "Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald." De mest omfattende beskrivelser findes i to ikke-publicerede notater til henholdsvis den danske og hollandske miljøstyrelse (DHI og ECN, 2003) og til Landfill TAC'en (Hjelmar, 2012). Derudover findes der beskrivelser af metodikken til fastlæggelse af modtagekriterierne for inert affald (Hjelmar et al., 2001) og af forudsætningerne og metodikken for fastsættelsen af modtagekriterier i Danmark, som for nogle forudsætningers vedkommende var tilpasset danske forhold⁵ (Hjelmar et al., 2005). I det følgende afsnit diskuteres forudsætningerne i de danske beregninger og deres potentielle betydning for deponeringsstrategien og efterbehandlingens varighed.

3.5 Betydningen af forudsætningerne i de danske beregninger af acceptkriterier for deponering af affald

De betingelser og antagelser, som blev anvendt i forbindelse med beregning af grænseværdierne for stofudvaskning, repræsenterer på forskellig vis gennemsnitsbetragtninger og i nogle tilfælde også en slags "worst case"-betragtninger. De vil derfor næppe svare til forholdene på noget konkret deponeringsanlæg. Hvis de gjorde, ville den teoretiske længde af efterbehandlingstiden for et deponeringsanlæg umiddelbart kunne forudsiges, idet beregningerne er gennemført under antagelse af en bestemt levetid for de miljøbeskyttende foranstaltninger (dvs. membran- og perkolatopsamlingsystemer og aktiv opsamling af perkolat), således at grundvandskvalitetskriterierne ved referencepunktet ("point of compliance", POC) fortsat ville kunne overholdes, når disse efter en bestemt tid ikke fungerede mere. I Tabel 3.2 ses de levetider af de miljøbeskyttende systemer, som er anvendt ved beregningerne. Af regnetekniske årsager er det antaget, at deres funktion ophører momentant ved levetidens ophør, det vil sige, at perkolatudsivningen til jord og grundvand fra den ene dag til den anden ændrer sig fra 3,5 mm/år til de 350 mm/år, som svarer til den beregningsmæssige anvendte gennemsnitlige infiltration af

⁵ Det var muligt at tilpasse nogle af forudsætningerne til danske forhold, fordi Deponeringsdirektivet er et såkaldt "minimumsdirektiv" henhørende under Rom-traktatens Artikel 130, stk. 1, hvor det er tilladt på nationalt plan at indføre kriterier, som er mere strikte end de fælles regler. Det modsatte er ikke tilladt.

nedbør. Det er naturligvis ikke realistisk - i virkeligheden vil dette formentlig ske meget mere gradvis – og tilstedeværelsen af bund- og sidemembraner samt geologiske barrierer kan formentlig også blive problematiske i forhold til udsivningen, når perkolat-opsamlingen ophører ("badekarseffekten"). Sammenbruddet af de miljøbeskyttende systemer, som svarer til, efterbehandlingen afbrydes, indgår således som en forudsætning i beregningerne, som for de resulterende udvaskningskriterier sikrer, at grundvandskvaliteten ved POC altid vil være overholdt. Det beregningsmæssige tidspunkt for sammenbruddet angiver derfor det (teoretiske) tidspunkt for efterbehandlings afslutning. Dette er for de tre typer deponeringsenheder angivet i Tabel 3.2.

Tabel 3.2 *Antaget levetid af de miljøbeskyttende systemer anvendt ved beregning af udvaskningskrav. Fra Miljøstyrelsen (2015a).*

Klasse af deponeringsenhed	Antaget levetid af membraner/opsamlingssystem	Efterbehandlingstid*
Enhed for inert affald	60 år	30 år
Enhed for mineralsk affald	80 år	50 år
Enhed for farligt affald	100 år	70 år

* Under antagelse af en opfyldningstid af affaldet på 30 år.

Det skal bemærkes, at opfyldelse af kravene til design og drift af deponeringsanlæg i BEK 1253/2019 ikke nødvendigvis sikrer, at disse svarer til de forhold, som lå til grund for beregningerne af grænseværdierne for stofudvaskning, og som svarer til de i Tabel 3.2 viste efterbehandlingstider. Det fremgår af Tabel 3.2, at selv under ideale forhold, som svarer til beregningsforudsætningerne, ligger den teoretisk bestemte efterbehandlingstid for enheder for mineralsk og farligt affald langt over 30 år.

I Tabel 3.3 ses en række af de parametre, som blev fastlagt til brug for scenarieberegningerne af kildestyrken fra deponeringsanlæg for henholdsvis inert, mineralsk og farligt affald, men som for et givet deponeringsanlæg, der er opbygget og drevet i overensstemmelse med BEK 1253/2019 (og dens forgængere), sagtens kan være meget anderledes.

Infiltrationen af nedbør i affaldet i et deponeringsanlæg har stor betydning for udvaskningsforholdene og for varigheden af efterbehandlingsperioden. I alle scenarieberegningerne var infiltrationen sat til 350 mm/år, hvilket synes at være en forholdsvis høj værdi sammenlignet med det, der opnås på de fleste eksisterende danske deponeringsanlæg. Hvis den årlige infiltration er mindre end 350 mm/år, bliver efterbehandlingstiden større end angivet i Tabel 3.2.

Beregningerne af grænseværdierne for stofudvaskning og dermed de i Tabel 3.2 viste efterbehandlingstider er gennemført for et deponeringsanlæg, som er 100 m bredt, 100 m langt (i grundvandets strømningsretning) og 10 m højt. For deponeringsanlæg, som er længere end 100 m og højere end 10 m må der alt andet lige i henhold til beregningsmetoden forventes længere efterbehandlingstider end de i Tabel 3.2 angivne. Samtidig kan det i princippet ikke forventes, at kravet til maksimal koncentration af et givet stof ved POC overholdes i henhold til de gennemførte beregninger, hvis deponeringsanlæggets dimensioner i højden og længden overstiger de ovennævnte dimensioner (som ved fastlæggelsen blev antaget at være gennemsnitlige for danske deponeringsanlæg).

Man må derfor være forberedt på, at den faktiske varighed af efterbehandlingstiden for en given deponeringsenhed kan være meget anderledes end forventet ud fra angivelserne i Tabel 3.2, og det vil i hvert enkelt tilfælde være nødvendigt at foretage en konkret vurdering (som jo for nogle eksisterende deponeringsanlæg er blevet gennemført som led i projektet *Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald*). Den første forudsætning for at kunne gøre dette (og for at kunne målrette eventuelle tiltag undervejs med hensyn til indretning og drift af et givet deponeringsanlæg med henblik på minimering af efterbehandlingstiden) er, at der foreligger en beskrivelse af de betingelser, som skal opfyldes, hvilket for perkolatets vedkommende vil svare til en konkret angivelse af de vandkvalitetskriterier, som (til enhver tid) skal overholdes ved eller i en vis afstand fra deponeringsanlægget.

Tabel 3.3 Oversigt over en række af antagelser af fysiske parametre, som blev anvendt ved beregning af grænseværdierne for stofudvaskning i BEK 1253/2019 (Hjelmar et al., 2005).

Parameter	Enhed	Anlæg for inert affald	Anlæg for mineralsk affald	Anlæg for farligt affald
Deponeringshøjde	m	10	10	10
Deponeringsanlæggets længde	m	100	100	100
Deponeringsanlæggets bredde	m	100	100	100
Overfladeareal	m ²	10.000	10.000	10.000
Volumen	m ³	100.000	100.000	100.000
Affaldets porøsitet	-	0,3	0,3	0,3
Tørrumvægt af affald	t/m ³	1,5	1,5	1,5
Tørvægt af deponeret affald	tons	150.000	150.000	150.000
Konduktivitet af toptildækning	mm/år	> 350	> 350	> 350
Permeabilitet af affald	m/s	1 x 10 ⁻⁵	1 x 10 ⁻⁵	1 x 10 ⁻⁵
Type af bundmembran	m	Komposit	Komposit (plast og ler)	Komposit (plast og ler)
Tykkelse af bundmembran (ler)	m	2	2	5
Permeabilitet af lermembran	m/s	10 ⁻⁷	10 ⁻⁹	10 ⁻⁹

4 Elementer af deponeringsstrategi

4.1 Overordnede deponeringsstrategier

Selv om gasdannelse og gashåndtering spiller en betydelig rolle i den første del af mange deponeringsenheders levetid (som godt kan strække sig over en betydelig årrække), er det generelt accepteret, at det er kvalitet og mængde af perkolatet, som i den sidste ende vil være afgørende for efterbehandlingens varighed. I denne sammenhæng diskuteres deponeringsstrategierne derfor (lige som i det foregående) hovedsageligt på grundlag af perkolatdannelse og perkolathåndtering.

Overordnet set kan de mulige deponeringsstrategier udtrykkes i form af perkolathåndtering/vandbalancer som nogle få "arketyper":

A: Indkapsling af affaldet

B: Opsamling og behandling af perkolatet

C: Kontrolleret udsivning af perkolat

D: Uhindret eller ukontrolleret udsivning af perkolat

4.1.1 Ad A: Indkapsling af affaldet

Ved total indkapsling af affaldet (vandtætte membraner eller lign. under bund, på sider og oven på affaldet) tilføres affaldet ikke vand efter at det er placeret i deponeringsenheden. Med kun det oprindelige vandindhold i affaldet, sker der ingen stofudvaskning og stort set ingen biologisk eller kemisk nedbrydning. Der sker således ingen transport af vand eller stof ind eller ud af enheden, og der dannes stort set ingen perkolat eller gas. Affaldet og dermed forureningspotentialet vil ikke ændres væsentligt, med mindre indkapslingen går i stykker. Når det sker, vil der kunne trænge vand igennem affaldet og udløse det fulde forureningspotentiale på et tidspunkt, hvor man måske har glemt, at det var der. Indkapsling af affald løser ikke et bortskaffelsesproblem, det udskyder blot problemet (og en del af de tilknyttede omkostninger) til et senere tidspunkt. Denne deponeringsstrategi kan gennemføres inden for rammerne af deponeringsdirektivet, men knap nok i henhold til den danske Deponeringsbekendtgørelse. Indkapsling kan dog have sin berettigelse, hvis der er tale om at "gemme" en eller flere affaldstyper tørt over et begrænset tidsrum til senere nyttiggørelse, og hvor kontakt med eller gennemsvivning af vand vil ødelægge nogle af de egenskaber ved affaldet, som forventes at kunne udnyttes. For den slags affald kunne man måske overveje at opføre en form for lagerbygning i stedet for lægge det i et deponi.

4.1.2 Ad B: Opsamling og behandling af perkolat

En deponeringsstrategi baseret på opsamling og behandling af perkolat svarer til driftsformen af de deponeringsenheder med bund- og sidemembraner, som er foreskrevet i Deponeringsdirektivet og Deponeringsbekendtgørelsen. En større eller mindre mængde af nedbøren infiltrerer gennem topafdækningen, passerer gennem affaldet og opsamles i drænsystemerne, hvorfra det bortledes eller bortpumpes til videre behandling og/eller udledning. På grund af kontakten med vand kan der foregå stabiliserende processer i affaldet, og udvaskede/dannede stoffer føres bort med perkolatet. Herved reduceres forureningspotentialet gradvis med tiden (eller med voksende L/S), og det må antages, at perkolatet på et tidspunkt får en karakter, så det kan accepteres i omgivelserne, og efterbehandlingen kan ophøre. Infiltrationens størrelse (og dermed efterbehandlingen varighed) afhænger af toplagets/afdækningens egenskaber. Denne strategi kan kombineres med recirkulering af perkolat. Med en meget "effektiv" topafdækning kan denne type deponeringsenhed i praksis næsten fungere som type A, indkapsling.

4.1.3 Ad C: Kontrolleret udsivning af perkolat

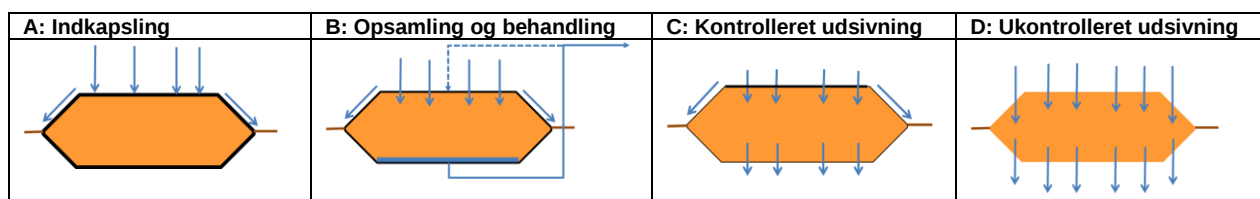
Ved en deponeringsstrategi baseret på kontrolleret udsivning af perkolat, anvendes ikke en tæt bundmembran, og topafdækningen/toplaget tilpasses til en forud beregnet transmissivitet, som tillader infiltration af en nedbørsmængde, der modsvarer en perkolatmængde og stofflux, som kan accepteres i omgivelserne. Det bør sikres, at infiltrationen gennem toplaget ikke overstiger transmissionskapaciteten af bund- og sidemembraner, inklusive en eventuel geologisk barriere. Hvis dette ikke er tilfældet, og der i overensstemmelse med denne strategi ikke fjernes perkolat, kan der opstå utilsigtede opstuvninger af perkolat. Denne "badekarseffekt" (se afsnit 4.2) modvirker formålet med strategien og kan

gøre deponeringsenheden ustabil. Det er en forudsætning for at anvende denne strategi, at der på forhånd er gennemført en risikovurdering til beregning af, hvor stor en stofflux, der kan accepteres i omgivelserne, og beregninger af, hvilken infiltration af nedbør gennem tolaget der kan sikre, at denne stofflux ikke på noget tidspunkt vil blive overskredet. Transmissiviteten af tolaget skal så dimensioneres, så dette overholdes og således, at løsningen er geoteknisk og geologisk stabil. Da denne strategi tillader, at affaldet gennemstrømmes af infiltrerende nedbør, vil der kunne foregå forskellige stabiliseringsprocesser, og det forventes, at forureningspotentialet aftager med tiden. Det skal dog bemærkes, at der i princippet stilles betydelige krav til startkvaliteten af perkolatet ved denne strategi. Strategien er i nogen grad sammenlignelig med EU-reglerne for deponeringsenheder for inert affald, hvor der – i modsætning til i Danmark - ikke kræves nogen egentlig bundmembran.

4.1.4 Ad D: Uhindret eller ukontrolleret udsivning af perkolat

En strategi, som er baseret på uhindret/ukontrolleret udsivning af perkolat, svarer til en deponeringsenhed uden nogen form for hindringer af infiltration af nedbør og udsivning af perkolat. Den repræsenterer den ideale version af den situation, som opstår, når efterbehandlingen ophører, og hverken infiltration af nedbør eller udsivning af perkolat reduceres af de indtil da fungerende miljøbeskyttende systemer (topafdækning, bund- og sidemembraner og geologiske barrierer). Det forudsætter, at perkolutsivningen på tidspunktet, hvor strategien tages i anvendelse, har en maksimal flux, som er acceptabel i omgivelserne. Endnu sikrere vil det være, hvis stofkoncentrationerne i perkolatet ligger under eller nær vandkvalitetskriterierne for det nedstrøms grundvand eller overfladevand. Strategi D er samtidig det yderste modpunkt til strategi A.

I Figur 4.1 er principperne i de fire forskellige overordnede vandbalance-strategier illustreret.



Figur 4.1 Illustration af de fire forskellige overordnede deponeringsstrategier.

Det forventede forløb for en deponeringsenhed for blandet eller mineralsk affald, som er anlagt og drevet i overensstemmelse med Deponeringsbekendtgørelsen vil være en kombination af først strategi B (i drifts og efterbehandlingsperioderne), og når en risikovurdering viser, at efterbehandlingen kan afsluttes, strategi C og/eller strategi D.

4.2 Principper for etablering af bæredygtige deponeringsstrategier

Uden at gå ind i en præcis definition på bæredygtig deponering, skal der i det følgende præsenteres nogle principper, som i tidligere diskussioner er fundet velegnede til at understøtte bæredygtige deponeringsstrategier (Hjelmar, 1986; Johannessen et al.; 1993, Hjelmar, 1996; Miljøstyrelsen, 1997; Hjelmar et al., 2011).

Nogle af principperne har allerede i større eller mindre grad har haft indflydelse på udformningen af Deponeringsdirektivet og Rådsbeslutningen samt Deponeringsbekendtgørelsen, og kan derfor virke banale og indlysende. De nævnte principper skal i dag også ses i sammenhæng med bredere strategier og politiske målsætninger vedrørende affaldshierarkiet, cirkulær økonomi og tiltagende knaphed på strategiske og kritiske stoffer/materialer.

4.2.1 Enhver generation skal tage sig af sit eget affald

Dette princip, som er lanceret i Johannesen et al. (1993), og som blev gjort til officiel dansk politik i Miljøstyrelsen (1997), hvor én generation blev oversat til en periode på 30 år, tager udgangspunkt i Brundtlandrapportens definition af bæredygtig udvikling (FN, 1987): "En bæredygtig udvikling er en udvikling, som opfylder de nuværende behov, uden at bringe fremtidige generationers muligheder for at opfylde deres behov i fare". Med udgangspunkt i en vurdering af deponeringsmulighederne for restprodukter fra affaldsforbrænding er relationen mellem efterbehandlingstiden og bæredygtig deponering yderligere konkretiseret af Hjelmar (1996): "Både ud fra et lovgivningsmæssigt og et praktisk

synspunkt synes en maksimal varighed af efterbehandlingen på 30 – 50 år, efter hvilken beskyttelsen af miljøet ikke længere vil afhænge af aktive miljøbeskyttende foranstaltninger, at være passende". Heimovaara et al. (2014) udtrykker det således: *"Et deponeringsanlæg bør indrettes og udvikles i overensstemmelse med princippet om miljømæssig bæredygtighed og adaptere alle tiltag, der er nødvendige for at garantere affaldsstabilitet og immobilisering af forureningskomponenter inden for en tidsramme svarende til mindre en generation og sikre, at der opnås en ligevægt med miljøet."* Det har jo som tidligere nævnt vist sig, at 30 år nok var for optimistisk, men princippet er jo helt i tråd med "forureneren betaler", og man kan jo fortolke det således, at dem, der producerer affald, der skal deponeres, også skal sikre, at de tiltag, som er nødvendige, for at det deponerede affald hurtigst muligt når frem til tidspunktet, hvor efterbehandlingen kan afsluttes, gennemføres – og de skal også afholde alle udgifter til det. Det svarer jo i nogen grad til reglerne for sikkerhedsstillelse.

4.2.2 Deponeringsenheder bør indrettes, så den nødvendige levetid af de aktive miljøbeskyttende systemer minimeres

Dette er jo blot en anden og måske lidt banal måde at udtrykke, at man skal tilstræbe den kortest mulige efterbehandlingstid, dvs. tidligst mulige overgang fra strategi B til strategi C/D, og at et af midlerne kan være indretningen af enheden. Aktive systemer defineres som systemer, der (i modsætning til passive systemer) kræver energitilførsel og vedligeholdelse. Et eksempel på bevidst indretning af en enhed med dette formål kan være udformningen af geometrien (specielt højden af affaldet), men det er jo ofte helt andre hensyn, der styrer geometrien. I dette projekt vil der blive angivet nogle simple metoder til at estimere bl.a. geometriens indflydelse på varigheden af efterbehandlingen.

4.2.3 Enhver deponeringsstrategi bør afspejle det deponerede affalds egenskaber

Her tænkes ikke mindst på forskellen mellem affald, der fortrinsvis består af uorganiske stoffer (inert og mineralsk affald) med et ringe indhold af biologisk nedbrydeligt materiale, hvor de dominerende stabiliserende processer vil være udvaskning og borttransport af salte og metaller/metalloider, og affald med et væsentligt indhold af biologisk nedbrydeligt materiale (blandet affald), hvor de dominerende stabiliserende processer i starten vil være biologisk omsætning, der resulterer i et perkolat med forholdsvis høje indhold organiske stoffer, ammonium/ammoniak, samt betydelige indhold af salte og moderate indhold af metaller/metalloider. Endvidere vil der i starten dannes methanholdig gas. I begge tilfælde kan kemiske reaktioner såsom oxidation/reduktion og karbonatisering også indgå. Scharff et al. og andre har anført, at når blandet affald med et betydeligt indhold af bionedbrydeligt materiale med tiden har undergået methanisering, (de-)nitrifikation og beluftning, vil affaldet komme til at ligne mineralsk affald og kræve samme slutbehandling (udvaskning og borttransport af primært uorganiske stoffer) som mineralsk affald. Men perkolatet fra de to affaldstyper kan give anledning til uønskede reaktioner i affaldet, hvis mineralsk og blandet affald deponeres sammen, og behovet og mulighederne for rensning er forskellige for perkolat fra de to affaldstyper. Forbuddet mod at deponere gips og gipsholdige affaldstyper i deponeringsenheder for blandet affald skyldes for eksempel, at biologisk aktivt affald og perkolat skaber reducerende forhold, og når perkolatet kommer i kontakt med gipsen (eller andre kilder til sulfat) vil der blive dannet svovlbrinte, der er meget giftig (og ildelugtende) gas. Mineralsk og blandet affald skal håndteres efter forskellige strategier og bør derfor ikke placeres i samme deponeringsenhed.

Vi ved af erfaring, bl.a. fra projektet *Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald*, at der er forskel på, hvor lang tid det tager for forskellige stoffer i affaldet gennem udvaskning at nå til et koncentrations- eller fluxniveau i perkolatet, som under forskellige omstændigheder kan overholde de nedstrøms krav til afslutning af efterbehandlingen. Et godt kendskab til udvaskning og indhold af stoffer, der er kritiske i denne sammenhæng burde foreligge fra den indledende karakteriseringsberegning af de fleste affaldstyper, der er søgt optaget på positivlisterne. I det omfang sådanne data eksisterer eller kan fremskaffes, kan man forsøge at undgå at modtage affaldstyper med høj udvaskning af kritiske stoffer, eller sikre, at udvaskningen bliver reduceret gennem en forbehandling forud for deponeringen.

Hvis man ser på positivlisterne for enhederne for blandet og mineralsk affald for de fem deltagende affaldsselskaber og på indholdene i de sorterede vognlæs, fremgår det tydeligt, at der kan være behov for bedre frasortering og sortering af det modtagne affald forud for eller ved modtagelsen. Endvidere kunne det være hensigtsmæssigt at foretage en kritisk gennemgang af positivlisterne og begrundelserne for de enkelte indgange på listerne, med henblik på at øge genanvendelsen og måske også at ændre fordelingen af affaldstyper på enhederne. Det kan kræve en stramning af modtagekravene og for eksempel føre til væsentlige restriktioner i mulighederne for (eller ligefrem forbud mod) at tilføre

vognlæs, der består af flere forskellige typer affald, som ikke på forhånd er vurderet som kompatible med hensyn til deponeringsstrategien, til en deponeringsenhed. En diskussion af disse forhold kan tage udgangspunkt i sorteringsresultaterne (se kapitel 2), i oversigten over positivlisterne (se kapitel 6) og i kendskabet til de forskellige materials egenskaber mv. Selv om projektet primært er rettet mod strategiplanlægning af nye deponeringsenheder, vil mange af de foreslåede/undersøgte tiltag også kunne gavne stabiliseringsforløbet på eksisterende deponeringsenheder.

4.2.4 Design, drift og lokalisering af en deponeringsenhed skal tilpasses til det affald, som modtages på enheden, på en sådan måde at emissioner af perkolat (og gas) hurtigst muligt⁶ bliver og forbliver acceptable i det omgivende miljø

Ovenstående lyder jo meget rigtigt og måske lidt banalt, men med få undtagelser indrettes og drives deponeringsenheder for henholdsvis blandet affald og mineralsk affald jo stort set på samme måde, uden specielle tiltag for at fremme udvaskningsprocesserne af det mineralske affald og nedbrydningen og udvaskningen af det blandede affald. Det skal dog nævnes, at deponeringsenheder for blandet affald oftest er indrettet til opsamling og udnyttelse af gas, mens dette normalt ikke er tilfældet for deponeringsenheder for mineralsk affald.

Tidligere var det normalt, at man, bl.a. for at holde rotter og måger på afstand, foretog en daglig af-dækning af det tilførte affald, ofte med lerholdig jord. Resultatet har været lossepladser bestående af en række mindre enheder, som hydraulisk var næsten isolerede. Dette giver en meget ulige fordeling af den gennemstrømmende nedbør, og må anses for at have en forsinkende effekt på stabiliseringen af affald (udvaskning og nedbrydning). Det kan desuden øge risikoen for overløb over sidemembranen. Denne praksis er dog, så vidt vides, ophørt i Danmark.

Hvis man ønsker en jævnt fordelt og forholdsvis hurtig gennemstrømning af infiltrerende nedbør, kan overdreven kompaktering, især af forholdsvis finkornet mineralsk affald (jord eller aske/slagger) være en ulempe, fordi det kan føre til lave permeabiliteter.

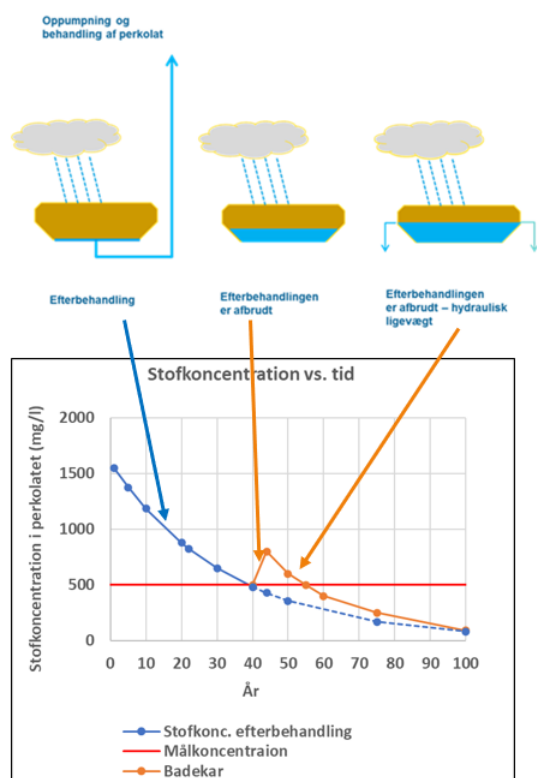
Generelt må det antages, at en effektiv stabilisering af alt affaldet i en deponeringsenhed forudsætter en jævnt fordelt gennemstrømning af infiltrerende nedbør. Deponering af bl.a. store mængder plastemballage og plastpresenninger (f.eks. landbrugsplast) på enheder for blandet affald må antages, at give anledning til ujævn gennemstrømning (præferentielt flow). I nogle tilfælde kan plastemballage og lignende ligefrem forhindre, at områder af affaldet kommer i kontakt med eller gennemstrømmes af vand/perkolat. Det samme gælder for andre større objekter. Denne form for plast bør ikke deponeres ubehandlet. Hvis den ikke kan genanvendes, bør det overvejes, om platen skal shreds til småstykker, inden den deponeres. Det samme kunne overvejes for en række andre materialer. Shredning må forventes af bidrage til mere jævnt fordelte strømningsforhold. For nogle materialer må der samtidig regnes med øgede koncentrationer i perkolatet, men det var jo sådan set også meningen med at forcere udvaskningen. Strømningsforholdene i deponeringsanlæg er bl.a. diskuteret kapitel 3 i Miljøprojekt nr. 2057: "Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald – Delopgave 1 – Kildestyrke – Konceptuelle modeller", og i et indlæg, som Richard Beaven holdt for DepoNet den 11. april 2014 (Beaven, 2014).

Nutidens deponeringsenheder er generelt designet til at fungere efter strategi B som beskrevet i afsnit 4.1. Det er ikke soleklart, hvordan en sådan enhed med bund- og sidemembraner og geologisk barriere kan overgå til at fungere efter strategi C eller D, uden at der er risiko for, at der opstår en såkaldt "badekarseffekt".

Badekarseffekten kan opstå, når oppumpningen af perkolat fra en deponeringsenhed afbrydes, eksempelvis fordi man ved gennemførelse af en risikovurdering har konstateret, at perkolatet har opnået en kvalitet, som er acceptabel i omgivelserne og opfylder betingelserne for afslutning af efterbehandlingen. Når perkolatet ikke længere bortledes, vil perkolatniveauet i enheden kunne begynde at stige, indtil der som følge af gennemsivning af bund- og sidemembraner eller overløb indtræder en hydraulisk ligevægt. Herved vandmættes dele af affaldet, som ikke tidligere har været mættet, og stofudvaskningen kan eventuelt blive forøget, således at det udsivende perkolat ikke længere opfylder betingelserne for afslutning af efterbehandlingen. Det kan derfor være nødvendigt at fortsætte monitoreringen af perkolatkvaliteten efter afslutningen af perkolatoppumpningen. Hvis koncentrationsniveauet i perkolat stiger til et for højt niveau, må bortpumpningen genoptages, men kun således, at perkolatni-

⁶ Formuleringen er opdateret – tidligere stod der *"..på længere sigt.."*.

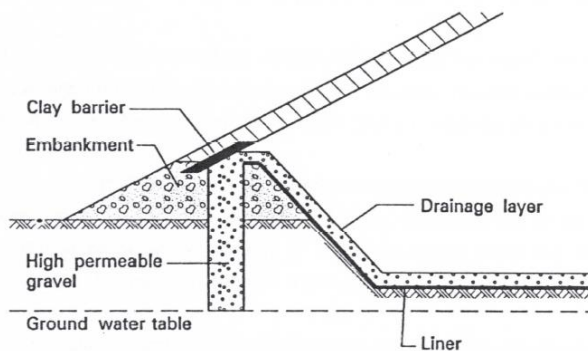
veauet bestemt af den hydrauliske ligevægt opretholdes, uden at der udsiver væsentlige mængder perkolat. Når perkolatkvaliteten efter at have toppet igen overholder betingelserne for afslutning af efterbehandlingen, kan perkolatfjernelsen afsluttes permanent. Et forløb, hvor efterbehandlingen må forlænges pga. badekarseffekten, er illustreret i Figur 4.2. Hvis udsivning gennem bund og sider indgår i eller styrer den hydrauliske ligevægt, kan det være nødvendigt at anvende andre pumpestrategier til at sikre udvaskning af de tidligere umættede affaldslag, uden at omgivelserne belastes uacceptabelt.



Figur 4.2 Et muligt koncentrationsforløb for perkolatet i forbindelse med badekarseffekt omkring afslutningen af efterbehandlingen.

Johannessen et al. (1993) har faktisk givet et forslag til, hvorledes man i anlægsfasen kan forsøge at imødegå eller i hvert fald reducere badekarseffekten gennem installation af faskiner i siderne af en deponeringsenhed. Princippet i forslaget er vist i Figur 4.3, men skal nok videreudvikles noget, hvis metoden skal anvendes i praksis.

I 1970'erne og langt op i 1980'erne er affaldsdeponering i Danmark blevet betragtet som en metode til retablering af råstofgrave (sand-, grus- og kalkgrave), der betragtedes som "ar" i landskabet. Eksempelvis udsendte det daværende Hovedstadsråd omkring 1979/1980 eller endnu senere en planlægningsbrochure, hvori man forklarede befolkningen, at etablering af deponeringsanlæg i en række af områdets mange udtjente grusgrave var en glimrende metode til føre landskabet tilbage til sit oprindelige udseende. Et af problemerne hermed var dog, at selv om der på dette tidspunkt blev udlagt (forholdsvis tynde) plastmembraner og indrettet systemer til opsamling og rensning af perkolat, så stopper råstofindvindingen normalt først, når man når ned til eller ligefrem under overfladen af grundvandet. Da sand og grus har en ringe evne til at tilbageholde forurenende stoffer, udgør denne type deponeringsanlæg således ofte en betydelig risiko for en næsten direkte injektion af forurenende perkolat i grundvandet, hvis/når der opstår huller eller rifter i membranen. På grund af denne sårbarhed er placering af nye deponeringsanlæg i gamle råstofgrave for længst ophørt. Men bunden af deponeringsenheder placeres fortsat typisk helt eller delvis i en eksisterende fordybning eller et udgravet hul (hvor deponeringen så oftest fortsættes over terræn), således at bund og drænsystemer ofte befinder sig et stykke under terræn.



Figur 4.3 Eksempel på en designbaseret mulighed for at gå fra et aktivt til et passivt system (fra Johannesen et al., 1993).

Ved mange nyere deponeringsanlæg løber perkolatet i drifts- og efterbehandlingsperioderne fra drænsystemerne i de enkelte enheder ved gravitation til centrale opsamlingsbrønde, som er anbragt i dybereliggende pumpekældre. Ved efterbehandlings ophør, må der, som beskrevet ovenfor, findes andre løsninger. Man kunne måske overveje at placere hele deponeringsanlægget, inklusive drænsystemerne, over terræn, således at forbruget af energi til pumpning kunne minimeres. Samtidig ville det ved efterbehandlings ophør formentlig være lettere at finde løsningsmuligheder, som forhindrer badekarseffekter. En opbygning af kunstige deponeringsbakker, kunne – hvis de planlægges og udformes hensigtsmæssigt – måske tilføre visse områder øget landskabelig og brugsmæssig værdi (måske som skibakker?). De fleste steder vil det nok kræve en "dialog" med planlovgivningen.

I nogle tilfælde kunne man – hvor tilpasning af udformning og drift af deponeringsenheden til bestemte typer affald viser sig at være vanskeligt eller utilstrækkeligt – i stedet forsøge at tilpasse affaldet til deponeringsenheden gennem en forbehandling. Hvis man ønsker at fremme nogle bestemte egenskaber ved en affaldstype, er et hul i jorden eller en bunke mere eller mindre kompakteret affald måske ikke den mest effektive kemiske (eller biologiske) reaktor. Dette kunne blandt andet være tilfældet for affaldstyper (f.eks. visse asketyper), som har et stort indhold af umiddelbart opløselige salte (og måske sporelementer), som man ønsker at få fjernet. Hvis affaldet deponeres uden forbehandling, vil udvaskningen ske over længere tid og være vanskelig at styre og kontrollere, og saltene mv. vil måske have en negativ indflydelse på behandlingsmulighederne for perkolatet, mens en forudgående vask med rensning af vaskevandet vil kunne være både hurtig og effektiv. Forbehandlingen ville utvivlsomt umiddelbart øge udgifterne til bortskaffelsen af affaldet, men de skal holdes op imod den positive effekt af en eventuelt kortere efterbehandlingstid. Måske kunne forbehandlingen ligefrem muliggøre nyttiggørelse af de udvaskede salte og/eller den vaskede aske. For en række affaldsprodukter kunne det måske betyde, at de behandlede produkter kan nyttiggøres, og det alene er en mindre reststrøm fra affaldsbehandlingen, som skal deponeres.

5 Tilpasning mellem affaldsegenskaber og design og drift af deponeringsenheder for forskellige deponeringsstrategier

5.1 Krav og ønsker til optimale deponeringsstrategier for blandet affald

5.1.1 Bæredygtig deponering

Tilstræbelse af den størst mulige grad af bæredygtighed (se afsnit 4.2) vil for håndtering af blandet affald indledningsvis først og fremmest betyde optimering af genbrug, genanvendelse og nyttiggørelse og minimering af den mængde, som skal deponeres. Med den kraftige fokusering på genbrug, genanvendelse og nyttiggørelse, som aktiviteterne omkring indførelse af cirkulær økonomi og revisionen af Affaldsbekendtgørelsen medfører, må det forventes, at der fremover vil være en øget politisk og økonomisk vilje eller lovmæssig forpligtelse til at håndtere de enkelte komponenter af blandet affald separat opstrøms og i højere grad undlade at blande de affaldstyper, som i dag indgår i det affald, som tilføres deponeringsenheder for blandet affald. Dette kan eller bør sideløbende føre til en mere strategisk og målrettet indretning og drift af de deponeringsenheder, som skal modtage de affaldstyper, som trods alle bestræbelser (og eventuelt efter forbehandling) fortsat skal deponeres.

Blandt de overordnede deponeringsstrategier, som er udtrykt vand-/perkolatbalancer og beskrevet i afsnit 4.1, og som er illustreret i Figur 4.1, vil der her blive set bort fra type A: *Indkapsling*, hvor man måske skulle overveje at søge andre "lagerløsninger". For de dele af blandet affald (og mineralsk affald), som ikke kan genanvendes/nyttiggøres, og som skal deponeres, vil løsningerne B → C, B → D eller C → D beskrive de ønskede eller forventede forløb. Det antages, at den foretrukne strategi vil være hurtigst muligt at nå frem type D: *ukontrolleret udsivning af perkolat*, som er det sikreste slutpunkt. Det mest realistiske startpunkt for blandet affald, som jo er defineret som affald med TOC > 5 % (W/W), vil være type B: *opsamling og behandling af perkolat*. For mineralsk affald kunne både type B: *opsamling og behandling af perkolat* og type C: *kontrolleret udsivning af perkolat* i princippet være startpunkt.

I det følgende ses nogle forslag til generelle krav/ønsker til en deponeringsstrategi for typer af blandet affald, som ikke på nogen måde kan genanvendes, nyttiggøres eller materialenytiggøres. Det skal bemærkes, at der i det følgende udelukkende fokuseres på forhold knyttet til perkolatet, da der synes at være generel enighed om, at det vil være den potentielle perkolatbårne stofflux, som vil være afgørende for, hvornår efterbehandlingen kan afbrydes (da gasdannelsen på dette tidspunkt forventes af være minimal eller ophørt). Der kan dog være aspekter af design, drift og processer i affaldet, som påvirkes af, hvorledes gasproduktionen udvikler sig og håndteres, så det vil være hensigtsmæssigt efterfølgende at vurdere, i hvilket omfang denne giver anledning til modificering af strategien. Et andet forhold, som heller ikke diskuteres i denne sammenhæng, er deponeringsområdets anvendelse til forskellige formål både før og efter afslutningen af efterbehandlingen.

5.1.2 Beskyttelse mod vandforurening og minimering af efterbehandlingstiden

Et af de overordnede formål med strategien for bæredygtig deponering af blandet affald vil være at beskytte omgivelserne mod påvirkning/forurening, indtil efterbehandlingen kan afbrydes, så det vil formentlig være nødvendigt at starten processen med anbringelse af affaldet i en deponeringsenhed af type B, hvor alt perkolat opsamles og behandles. Når perkolatkvaliteten har nået et niveau, som ved en risikovurdering kan vises sammen med den producerede perkolatmængde at udgøre en potentiel stofflux, som er acceptabel i omgivelserne (dvs. at vandkvalitetskravet aldrig overskrides ved POC, se også Tabel 5.1), kan der ske en overgang til løsning C (*kontrolleret udsivning*) eller løsning D (*ukontrolleret udsivning*).

Et andet overordnet formål vil være at gøre den aktive tilstand med opsamling og behandling af perkolatet i efterbehandlingsperioden så kortvarig som muligt, så derfor skal den biologiske omsætning, gasdannelse (og opsamling) samt stofudvaskning og stoffjernelse fremmes mest muligt, mens membraner, pumper og drænsystemer mv. er intakte og velfungerende. En sådan optimering kan kræve forskellig (for)behandling og eventuelt separation af forskellige typer af blandet affald på deponeringstidspunktet. Det antages, at det vil være en fordel mht. stabiliseringsprocesserne, hvis infiltrerende nedbør fordeles jævnt gennem affaldet, således at alt affaldet befugtes og gennemstrømmes og kan deltage i de stabiliserende nedbrydnings- og udvaskningsprocesser. For at facilitere både befugtning

og jævn gennemstrømning, kunne det måske være hensigtsmæssigt at neddele ("shredde") en del af affaldet før deponering, herunder specielt affald, der som landbrugsplast, plasticsække o. lign. direkte forhindrer gennemstrømning. Endvidere kunne det foreslås af befugte eller gennemvæde affaldet med vand eller recirkuleret perkolat i forbindelse med deponeringen, ligesom det eksempelvis allerede bliver gjort på Reno Djurs.

I Tabel 5.1 ses nogle generelle mål eller betingelser vedrørende perkolatets egenskaber og opførsel, som dels under drift og efterbehandling, dels på det tidspunkt, hvor efterbehandlingen afsluttes, vil kunne bidrage både til at minimere den nødvendige efterbehandlingstid, og til sammen med de miljøbeskyttende systemer at optimere beskyttelsen af det omgivende grundvand og overfladevand.

Tabel 5.1 Generelle mål vedrørende perkolategenskaber, som bør være opfyldt henholdsvis under drift og efterbehandling af en enhed og når efterbehandlingen afsluttes, og som kan bidrage til mere bæredygtig deponering i form af effektiv miljøbeskyttelse og minimering af efterbehandlingstiden.

Perkolategenskaber	Under drift og efterbehandling	Når efterbehandlingen kan afsluttes
Behandlingsmuligheder	Perkolatet skal i fornødent omfang kunne behandles on site eller på et kommunalt spildevandsrensningsanlæg uden at skade behandlingsprocesserne	Behandling af perkolatet må ikke være nødvendig for at vandkvaliteten ved POC kan overholdes til enhver tid
Stofindhold i perkolatet	Perkolatet må ikke indeholde stoffer i koncentrationer, som kan skade de stabiliserende processer i affaldet eller skade drænsystemer og membraner	Perkolatet må ikke indeholde stoffer i koncentrationer, som kan skade de stabiliserende processer i eller uden for deponeringsenheden
Udviklingsforløb for perkolatet	Fluxen af de enkelte stoffer må gerne starte højt, men skal hurtigst muligt aftage til et niveau, som ikke overstiger attenueringspotentialt (fortyndings- og stoftilbageholdelsespotentialt) for disse	Fluxen skal være reduceret til og forblive på et niveau, som kan accepteres i enhedens omgivelser (dvs., at det resulterende stofniveau ved et relevant nedstrøms POC ikke overskrider kravværdierne)
Gennemstrømningsforhold for infiltrerende nedbør og perkolat	Flowet af infiltrerende nedbør og perkolat gennem affaldet bør være jævnt fordelt over arealet	Hvis gennemstrømningen og dermed stofudvaskningen er ujævnt fordelt, skal det sikres, at sætninger o.lign. ikke på et senere tidspunkt kan medføre en uacceptabel stofflux
Q(t) = Perkolatproduktionen (f.eks. m³/år) som funktion af tiden – kan ofte regnes som konstant over længere tid C(t) = Koncentrationen af et givet stof i perkolat som funktion af tiden (f.eks. g/m³) Flux = Q(t) × C(t) = Produceret/oppumpet/udledt stofmængde per tidsenhed (f.eks. g/år) POC = Point Of Compliance, et referencepunkt i grundvand eller overfladevand nedstrøms for deponeringsenheden, hvor et vandkvalitetskrav ikke må overskrides		

5.1.3 Nogle tiltag, som bør overvejes i forbindelse med anlæg af deponeringsenheder

Med hensyn til overgangen fra type B-strategien til strategier af type C (kontrolleret udsivning) eller type D (ukontrolleret udsivning), se Figur 4.1, bør der allerede i planlægnings- og anlægsfasen gøres nogle overvejelser og forberedes nogle tiltag, som kan sikre, at de membraner og geologiske barrierer, som i den aktive fase har beskyttet omgivelserne, ikke som følge af badekarseffekten giver anledning til ustabilitet og uhenigtsmæssige strømningsmønstre når efterbehandlingen og perkolathåndteringen ophører. I Figur 4.3 i afsnit 4.2 vistes et forslag til, hvordan dette måske kunne gøres, men der er behov for et målrettet udviklingsarbejde på dette område.

Det foreslås, at enheder for blandet affald opdeles i et antal separate celler, som kan modtage forskellige typer blandet affald, således at affaldstyper, som placeres i samme celle, har sammenlignelige egenskaber med hensyn til stofudvaskning og gasdannelse, som sikrer, at affaldstyperne ikke påvirker

hinanden negativt med hensyn til nedbrydning, udvaskning og perkolatkvallitet. Det bør tilstræbes at identificere affaldstyper, hvorfra der kan frigives og udvaskes stoffer, som kan skade mulighederne for behandling af perkolatet, og/eller som frigives meget langsomt (små kappaværdier), således at efterbehandlingsperioden kan blive forlænget. Sådanne affaldstyper bør håndteres særskilt og eventuelt forbehandles, inden de deponeres. Affaldstyper, som vurderes på længere sigt at kunne nyttiggøres, bør håndteres under hensyntagen til, om nytteværdien forventes at kunne forringes ved gennemsvining af vand. Hvis dette er tilfældet, bør affaldet beskyttes mod dette, f.eks. gennem overførsel til lægerhal eller gennem vandtæt overdækning.

Deponeringsanlægget bør ikke umiddelbart modtage blandede læs til deponering. Sorteringen bør ske opstrøms – hvis et vognlæs indeholder en blanding af affaldstyper, bør det sorteres (på producentens regning), inden det fordeles til de relevante celler (eller returneres til genanvendelse). Der bør ske en generel indskærpelse af kravet om opstrøms sortering (eller blot undladelse af sammenblanding), gerne sammen med en målrettet oplysningskampagne. Der bør udarbejdes konkret vejledningsmateriale.

5.2 Vurdering af affaldsegenskaber i relation til design og drift af deponeringsenheder

5.2.1 Metode til kildestyrkestimering

Da deponeringsstrategierne først og fremmest er beskrevet i form af vandbalancer og koncentrationsforløb for perkolatet, som i kombination angiver kildestyrken eller fluxen af potentielt forurenende stoffer, der udvaskes og enten opsamles og behandles eller – efter afslutning af efterbehandlingen – udsiver til omgivelserne, vil matching af forskellige affaldstyper indbyrdes eller med forskellige strategier, især tage udgangspunkt i affaldstypernes udvaskningsegenskaber og disses udvikling over tid under forskellige former for anlægsdesign, forbehandling og driftsforhold.

Kildestyrkeberegninger med dette udgangspunkt er blandt andet beskrevet forholdsvis detaljeret i Miljøstyrelsen (2018a og 2018b) som udgør en del af dokumentationen bag projektet *Udvikling af metodik til risikovurdering ved deponering af affald*. Dette projekt, som ikke blot omfattede estimering af kildestyrken fra deponeringsanlæg, men også medtog den efterfølgende stoftransport og effekten i receptoren, var først og fremmest rettet mod eksisterende og nye deponeringsanlæg med mere eller mindre kendt sammensætning af de deponerede affaldstyper. De modelværktøjer, som er udviklet i Risikovurderingsprojektet, vil kunne give estimerer for, hvornår efterbehandlingen for en given deponeringsenhed kan afsluttes, forudsat at de vandkvalitetskrav ved POC i receptoren, som skal overholdes, er kendt. Den største udfordring, som man mødte i projektet, var, at der stort set ikke var noget dansk deponeringsanlæg, som på enhedsniveau havde samhørende monitoringsdata for vandbalancer og perkolatkvallitet i et omfang, som muliggjorde gennemførelse estimeringen af kildestyrken på et ønskeligt præcisionsniveau. Desuden mangler der for mange affaldstyper og stoftyper kvalificerede udvaskningsdata (som skal anvendes til beregning af kildestyrken). Rapporten for Miljøprojekt 2058 (Miljøstyrelsen, 2018b) omfatter derfor også en række forslag til, hvordan disse mangler kan udbedres (Afsnit 4.5 og Kapitel 6).

Ved de forholdsvis simple beregninger til støtte for strategiudviklingen i nærværende sammenhæng anvendes samme principielle fremgangsmåde til estimering af kildestyrken som i Risikovurderingsprojektet. Manglen på og behovet for supplerende af udvaskningsdata for en række affaldstyper og stoffer gælder også her. Derimod er det ikke umiddelbart nødvendigt at have faktiske vandbalancedata og informationer om indretning af enheder, da estimererne her vil blive udført som scenarieberegninger, hvor de fysiske forhold vil indgå som variable eller randbetingelser, der kan ændres. Hvis man for nogle scenarier skulle ønske mere omfattende beregninger, eventuelt en fuld risikovurdering, skal der henvises til Risikovurderingsprojektet.

5.2.2 Kort beskrivelse af beregningsprincipperne

Et af grundprincipperne i og forudsætningen for anvendeligheden af den valgte metode til beskrivelse og estimering af kildestyrken fra affald i deponeringsanlæg, der gennemsvives af infiltrerende nedbør (og for den sags skyld også fra materialer, der er nyttiggjort som aggregater på ubunden form, f.eks. til vejbygning), er, at koncentrationen af et givet (primært uorganisk) stof i perkolatet tilnærmet beskrives som en logaritmisk aftagende funktion af det akkumulerede væske/faststofforhold, $L/S(t)$. Kendskab til $L/S(t)$ for en given deponeringsenhed er dermed af afgørende betydning for muligheden for at estimere kildestyrken eller fluxen for et givet stof for deponeringsenheden. L/S er en funktion af tiden, t , og

for et givet deponeringsscenarie kan sammenhængen mellem tid og L/S beskrives således (Hjelmar, 1990):

$$L/S = I \times t / (d \times H) \text{ og} \quad (1)$$

$$t = (L/S) \times (d \times H) / I, \quad (2)$$

hvor alle parametrene er beskrevet i Tabel 5.2.

Tabel 5.2 Oversigt over parametre, som benyttes i forbindelse med beskrivelsen af stofudvaskningen (perkolatproduktionen).

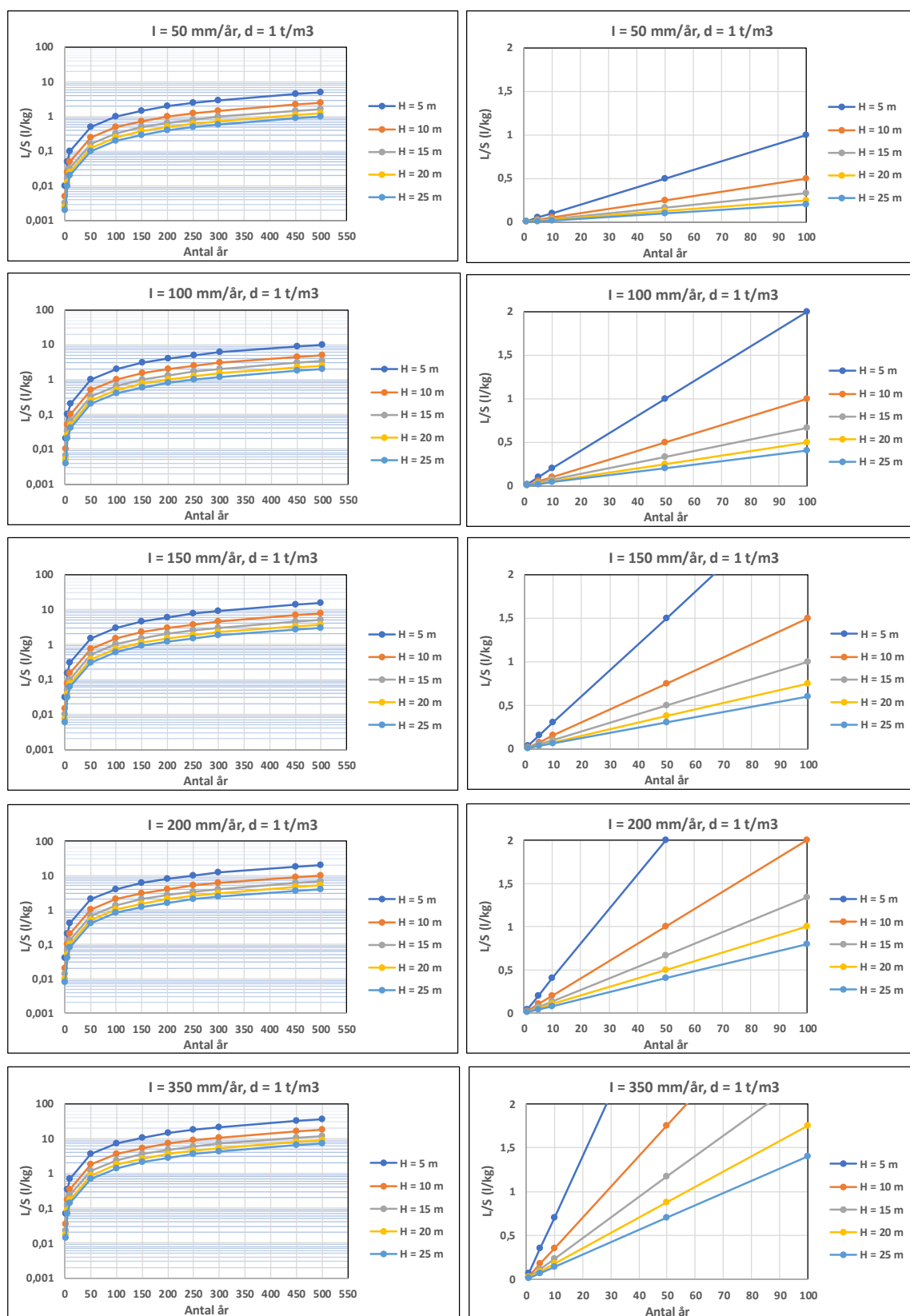
Parameter	Forklaring
L (m ³)	L(t) er den estimerede akkumulerede perkolatproduktion til tidspunktet t, og fastlægger sammen med S den akkumulerede værdi af L/S(t) til tidspunktet t.
S (tons)	Den samlede deponerede affaldsmængde, som perkolatet strømmer igennem ved slutningen af opfyldningsperioden. I denne sammenhæng ses der bort fra selve opfyldningsperioden. I beregningerne er S derfor konstant for et givet scenarie.
A (m ²)	Arealet af deponeringsenheden (i den kote, hvor det er størst). A er en variabel i beregningerne.
H (m)	H angiver gennemsnitshøjden af den gennemstrømmede deponerede affaldsmængde.
I (m ³ /år)	Den årlige perkolatdannelse fra infiltration (kan også indeholde andre tilskud til perkolatdannelsen). I princippet er I en funktion af tiden, men i denne sammenhæng forudsættes I konstant for et givet scenarie.
d (tons/m ³)	Rumvægt (massefylde/vægtfylde/densitet) af det deponerede affald.

I Tabel 5.3 er sammenhængen mellem L/S og tid ved hjælp af ligning (1) illustreret for forskellige deponeringshøjder og forskellige værdier af infiltration af nedbør. Der er regnet med en vægtfylde på 1 t/m³.

Tabel 5.3 Sammenhæng mellem L/S og tid for forskellige værdier af højde af en deponeringsenhed (H) og infiltration af nedbør (I).

L/S	H	I	Tid		L/S	H	I	Tid		L/S	H	I	Tid		L/S	H	I	Tid
m ³ /t	m	mm/år	År		m ³ /t	m	mm/år	År		m ³ /t	m	mm/år	År		m ³ /t	m	mm/år	År
0,5	5	100	25		0,5	10	100	50		0,5	15	100	75		0,5	20	100	100
1,0	5	100	50		1,0	10	100	100		1,0	15	100	150		1,0	20	100	200
2,0	5	100	100		2,0	10	100	200		2,0	15	100	300		2,0	20	100	400
5,0	5	100	250		5,0	10	100	500		5,0	15	100	750		5,0	20	100	1000
0,5	5	200	13		0,5	10	200	25		0,5	15	200	38		0,5	20	200	50
1,0	5	200	25		1,0	10	200	50		1,0	15	200	75		1,0	20	200	100
2,0	5	200	50		2,0	10	200	100		2,0	15	200	150		2,0	20	200	200
5,0	5	200	125		5,0	10	200	250		5,0	15	200	375		5,0	20	200	500
0,5	5	300	8		0,5	10	300	17		0,5	15	300	25		0,5	20	300	33
1,0	5	300	17		1,0	10	300	33		1,0	15	300	50		1,0	20	300	67
2,0	5	300	33		2,0	10	300	67		2,0	15	300	100		2,0	20	300	133
5,0	5	300	83		5,0	10	300	167		5,0	15	300	250		5,0	20	300	333
d =	1,0	ton/m ³																

I Figur 5.1 er tidsafhængigheden af L/S illustreret for forskellige værdier af H og I.



Figur 5.1 L/S som funktion af tiden ved forskellige højder, H, af det deponerede affald og forskellige værdier af den årlige infiltration af nedbør (I). I alle tilfælde er tørvægtfylden 1 t/m^3 .

Under forudsætning af kemisk ligevægt og jævn gennemstrømning vil stofkoncentrationen i perkolatet som funktion af L/S, $C(L/S)$, for et givet uorganisk stof kunne estimeres som følger (se f.eks. Miljøstyrelsen, 2018b):

$$C(L/S) = C_0 \times \exp(-(L/S) \times \kappa) \quad (3)$$

Ved integration af ligning (3) for L/S fra 0 l/kg til den aktuelle L/S-værdi fås den akkumulerede udvaskede stofmængde, $E(L/S)$ ved den aktuelle L/S-værdi:

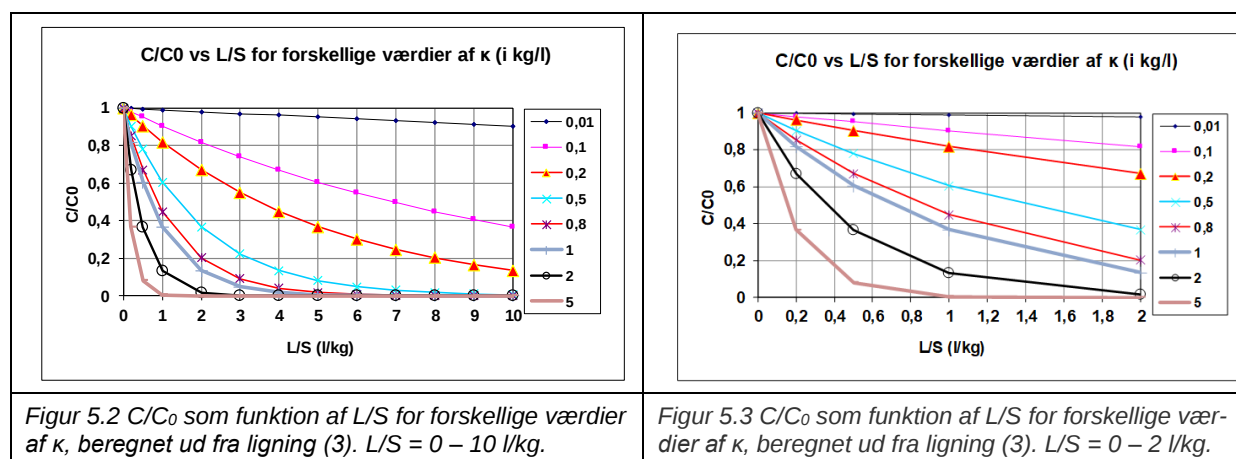
$$E(L/S) = (C_0/\kappa) \times (1 - \exp(-(L/S) \times \kappa)), \quad (4)$$

hvor C_0 og κ (kappa) er beskrevet i Tabel 5.4.

Tabel 5.4 Oversigt over parametre, som benyttes i forbindelse med beskrivelsen af stofudvaskningen (stofkoncentrationen i perkolatet som funktion af L/S).

Parameter	Forklaring
C_0 (mg/l) eller ($\mu\text{g/l}$)	C_0 er den højeste koncentration i perkolatet af et givet stof, der udvaskes. I de fleste (men ikke alle) tilfælde vil C_0 svare til startkoncentrationen, hvor L/S er tæt ved 0 l/kg.
κ , kappa (kg/l)	Stof- og affaldsspecifik konstant, der estimerer den hastighed, hvormed koncentrationen af et givet stof ved udvaskning fra et givet materiale aftager som funktion af L/S. Hvis der for et bestemt affaldsmateriale ikke findes specifikke kappaværdier, anvendes default-værdier, som normalt ikke er affaldsspecifikke.

I Figur 5.2 er ligning (3) anvendt til at vise, hvorledes den normerede udvaskningskurve $C(L/S)/C_0$ som funktion af L/S i intervallet 0 – 10 l/kg afhænger af κ . Det fremgår, at jo mindre κ for et stof er, jo hurtigere udvaskes stoffet. Figur 5.3 viser et lidt mere detaljeret udsnit af de samme grafer i området L/S = 0 - 2 l/kg. I praksis må det forventes at være dette område, de fleste relevante scenarieestimer vil ligge (se Tabel 5.3).



Erfaringen viser i øvrigt, at κ for et givet materiale og et givet stof ofte vil være forskellig ved henholdsvis lave og højere L/S-værdier (Miljøstyrelsen, 2009). Ved eksperimentel bestemmelse af κ til brug, i den aktuelle sammenhæng, hvor L/S-værdier højere end 2 til 5 l/kg sjældent vil være relevante, vil det således være hensigtsmæssigt at anvende resultater af kolonne- eller lysimeterforsøg, der beskriver udvaskningen i L/S-intervallet 0 – 2 eller 0 - 5 l/kg. For kolonneudvaskningstesten EN 14405, hvor der udtages 7 eluater i intervallet L/S = 0 10 l/kg, betyder det, at man bør anvende de fem eller seks første eluater (L/S = 0,0-0,1, 0,1-0,2, 0,2-0,5, 0,5-1,0 og 1,0- 2,0 l/kg, eventuelt også 2 – 5 l/kg) til estimering af κ . Det er i den sammenhæng værd at bemærke, at de stof-specifikke, men ikke materialespecifikke default-værdier for κ , som bl.a. blev anvendt ved fastsættelsen af de europæiske kriterier for modta-

gelse af affald på deponeringsenheder i Rådsbeslutning 2003/33/EF, efter alt at dømme er bestemt på grundlag af kolonneudvaskningstests over L/S-intervallet 0 – 10 l/kg (Aalbers et al., 1996). I de fleste tilfælde vil κ være større (og koncentrationen vil aftage hurtigere) i intervallet L/S = 0 – 2 l/kg end i intervallet 2 -10 l/kg. Derfor kan det for en del stoffer forventes, at κ -værdier bestemt over L/S = 0 – 2 l/kg vil være større end de ovenfor nævnte default-værdier bestemt af Aalbers et al.

5.2.3 Et simpelt værktøj til indledende afstemning mellem strategi, affaldstyper, design og drift af enheder

Med udgangspunkt i de i afsnit 5.2.2 beskrevne (lidt idealiserede) sammenhænge kan man, hvis man har et rimeligt datagrundlag, for givne affaldstyper foretage nogle indledende estimater af kildestyrkeforløb efter deponering, som kan indgå i en strategisk planlægning af affaldsdeponering. Estimaterne eller beregningerne kan blandt udgøre en del af grundlaget for følgende elementer, som alle bør indgå i strategisk planlægning af affaldsdeponering:

- Vurdering af kompatibilitet af en given affaldstype med andre affaldstyper mht. stofudvaskning (indplacering på positivlister)
- Identifikation af særligt problematiske stoffer og affaldstyper
- Etablering af et vigtigt element (kildestyrken) i estimeringen af den nødvendige efterbehandlingstid for en given affaldstype eller gruppe af affaldstyper
- Vurdering af behov og mulighed for forbehandling af en given affaldstype
- Vurdering af behov og mulighed for/nødvendighed af designmæssige tiltag for en deponeringsenhed, som skal modtage en given affaldstype

Det nødvendige datagrundlag kan, især for de uorganiske stoffers vedkommende, baseres på det program for grundlæggende karakteriseringstestning, som i afsnit 3 i Bilag 6 til Deponeringsbekendtgørelsen er beskrevet for affald, der skal modtages på enheder for inert affald, enheder for mineralsk affald, der modtager stabilt, ikke-reaktivt farligt affald og enheder for farligt affald, men ikke for affald, der skal modtages på enheder for blandet affald. I denne sammenhæng skal karakteriseringstestningen foretages på de enkelte affaldstyper, som indgår i det blandede affald. De karakteriseringstests og -analyser, som er aktuelle, er primært:

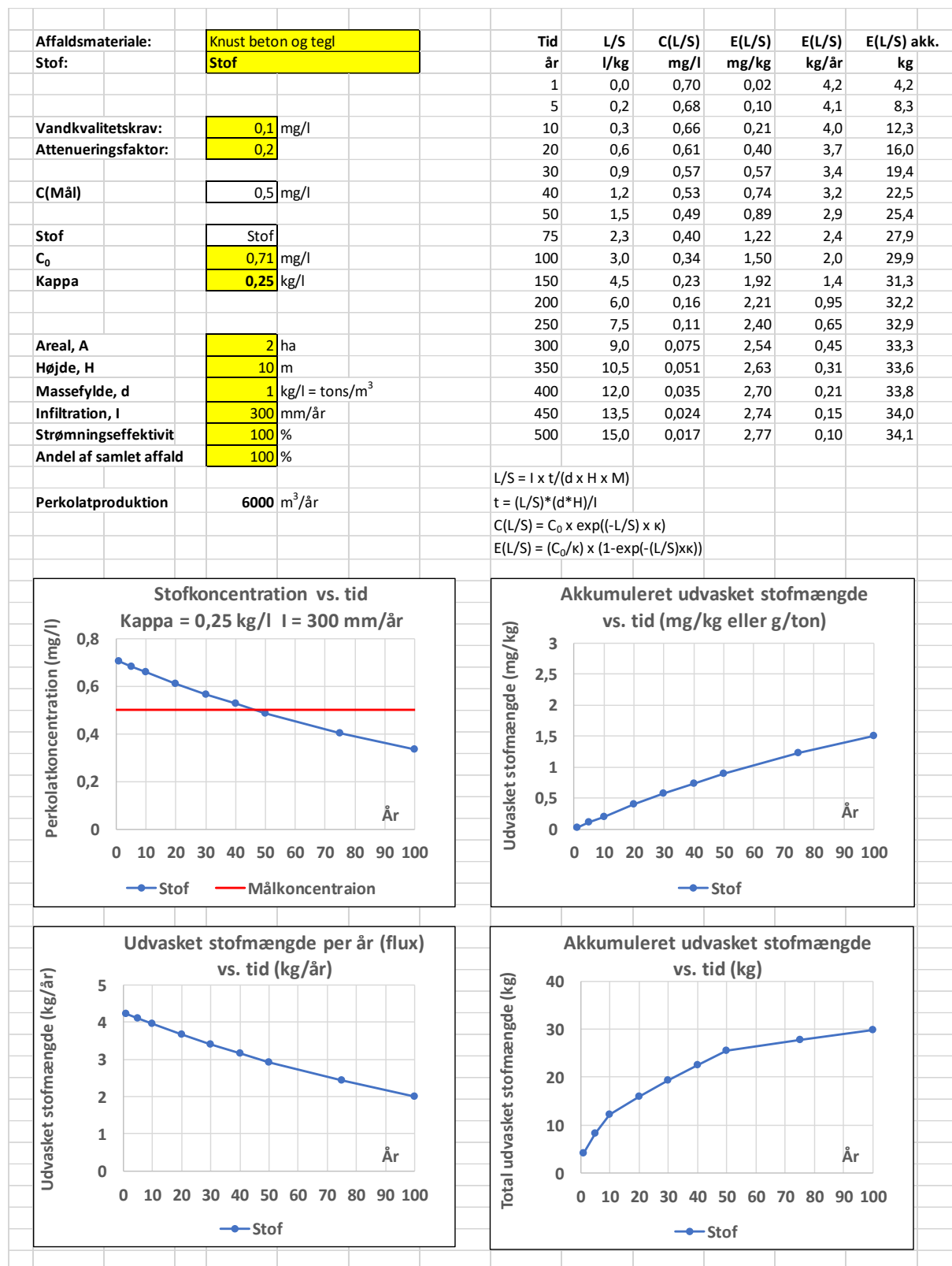
- Kemiske analyser af sammensætningen af affaldet (analyser for indhold af uorganiske og organiske stoffer til klassificering af affaldet som farligt/ikke-farligt og til identifikation af potentielt skadelige stoffer)
- Kolonneudvaskningstests (EN 14405) til bestemmelse af udvaskningsforløbet som funktion af L/S og fastlæggelse af κ og C_0 (f.eks. vha. excel-værktøj til κ -estimering i Kildestyrkemodellen fra Risikovurderingsprojektet). Det skal bemærkes, at kolonneudvaskningstesten skal udføres for alle 7 eluater og IKKE blot for 3 eluatfraktioner (L/S = 0-0,1, 0,1-2 og 2-10 l/kg), som bekendtgørelsen giver mulighed for. Lysimeterdata vil også kunne anvendes.
- pH-statisk udvaskningstest (EN 14229 eller 14997) til bestemmelse af effekten ændringer i pH.

Ovenstående kan suppleres med monitoringsdata for perkolat fra enheder for blandet affald. Disse kan blandt andet anvendes til identifikation af potentielt kritiske eller skadelige stoffer og til estimering af C_0 (hvis der er tilstrækkeligt mange data over længere tid, se for eksempel Bilag 8 i Miljøstyrelsen (2018a)). Derimod kan de eksisterende monitoringsdata kun yderst sjældent anvendes til estimering af κ , fordi der stort set ikke findes nogen længere tidsserier med samhørende værdier af perkolatmængder og perkolat kvalitet fra enkelte deponeringsenheder.

Der findes desværre heller ikke ret mange brugbare kolonneudvaskningsdata for de enkelte komponenter i blandet affald. Det skyldes dels, at blandet affald og (siden 2011) mineralsk affald har været undtaget fra testning, dels at nogle af de tests, som faktisk er udført, ikke er blevet rapporteret i overensstemmelse med de anvendte standarder af de (akkrediterede!) analyselaboratorier, og derfor kan være svære at fortolke. Det ville være hensigtsmæssigt at kræve, at alle resultater af grundlæggende karakteriseringstestning i Danmark afrapporteres i et ensartet format i overensstemmelse med de rapporteringskrav, som angives i de respektive CEN-standarder. Der foreligger faktisk et notat til Miljøstyrelsen, som giver konkrete, detaljerede eksempler på, hvorledes sådanne skemaer til afrapportering af resultaterne af EN 14405 (kolonnetest), EN 14997 (pH-stattest) og EN 12457-1 (batchtest) kan

udformes (Hansen & Hjelm, 2011). Dette ville samtidig gøre det simpelt at lægge dataene ind i en samlet database.

I Figur 5.4 ses et screenshot af et simpelt excel-værktøj til estimering af perkolkildestyrken fra en affaldstype i en deponeringsenhed for et givet stof, dvs. fluxen af stoffet som funktion af tiden.



Figur 5.4 Simpelt modelværktøj til undersøgelse af en række faktors indflydelse på stofkoncentration i perkolatet og udvaskede stofmængder per år (flux) som funktion af tiden.

De gule felter i modellen er input-oplysninger, som indskrives af brugeren. De hvide felter og de fire figurer er resultater, som er beregnet af modellen.

De to første gule felter angiver den aktuelle affaldstype (feltet **Affaldsmateriale**) og det aktuelle **Stof** (f.eks. Cu, Sulfat, Klorid osv.), man ønsker at regne på. Modelberegningerne foretages, som om hele deponeringsenheden er fyldt op med den anførte affaldstype. Længere nede, i feltet **Andel af samlet affald**, kan man faktisk angive, hvor stor en del af den samlede affaldsmængde, den aktuelle affaldstype udgør. For at udnytte denne facilitet (som per default er anført som i feltet Andel af samlet affald 100 %), skal man regne på flere materialetyper og kombinere resultaterne – det kan eventuelt ske ved at foretage "samtidige" beregninger i samme excel-fil.

I feltet **Vandkvalitetskrav** anføres det relevante kvalitetskrav til grundvand eller overfladevand, som ikke må overskrides ved POC (her omregnet til mg/l – i bekendtgørelser o.lign. angives vandkvalitetskrav ofte som µg/l).

I feltet herunder, **Attenueringsfaktor**, angives den mindste reduktion i koncentration, som man føler sig sikker på, at kildestyrken vil undergå på grund af hydrodynamisk fortynding og stoftilbageholdelse under transporten til POC (den reciprokke værdi af attenueringsfaktoren, f_a , ($1/f_a$) angiver det antal gange, hvormed kildestyrken reduceres). I Miljøstyrelsen (2018a) blev det overslagsmæssigt antaget, at man formentlig i de fleste tilfælde ville kunne opnå en attenueringsfaktor på 0,2, svarende til $1/f_a = 5$ ved passagen gennem den umættede zone og akviferen (og eventuelt overfladevand) til POC. For planlagte og eksisterende deponeringsanlæg vil man ofte kunne få et bedste (og måske oven i købet stofspecifikt) estimat fra de risikovurderingsmodeller, som formentlig er gennemført som en del af miljøansøgningen for disse. I modellen multipliceres attenueringsfaktoren med vandkvalitetskravet, hvorved man får målkoncentrationen, **C(Mål)** for det aktuelle stof. Den vil tilnærmelsesvis give et mål for den koncentration, som man på et tidspunkt skal nå, for at kunne være sikker på, at vandkvalitetskravet ved POC kan overholdes, når man alene vurderer ud fra kildestyrken og ikke kombinerer den med transportberegninger.

I feltet **C₀** og **Kappa** (κ) angives de to parametre, som for et givet materiale og et givet stof alene fastlægger frigivelsen/udvaskningen af stoffet og dermed koncentrationen af stoffet i perkolatet som funktion af L/S. For fastlagte værdier af **C₀** og κ er det dermed L/S som funktion af tiden, som er afgørende for udvaskningsforløbet og tidspunktet, hvor koncentrationen i perkolatet svarer til målkoncentrationen for stoffet. Beregning af L/S som funktion af tiden er diskuteret i afsnit 5.2.2, og estimering af **C₀** og κ er beskrevet ovenfor i dette afsnit.

Den gennemsnitlige L/S-værdi som funktion af afhænger af den fysiske indretning af deponeringsenheden i kombination med de klimatiske forhold. Faststofmængden, **S**, for enheden, som i disse beregninger er konstant (svarende til, at enheden er fyldt op), beregnes af **Arealet, A, Højden H og Massefylden d** (hvis massefylden er ukendt, men den samlede deponerede masse er kendt, kan massefylden beregnes ud fra areal, (gennemsnits)højde og masse). Den akkumulerede perkolatmængde, **L**, som på længere sigt svarer til den akkumulerede årlige infiltration af nedbør, **I**, gennem overfladen af deponeringsenheden, kan baseres på antagelser eller målinger af perkolatproduktionen eller beregnes ud fra kendskab til lokale topografiske og klimatiske forhold (se eksempelvis Kildestyrkemodellen eller Miljøstyrelsen (2018b)).

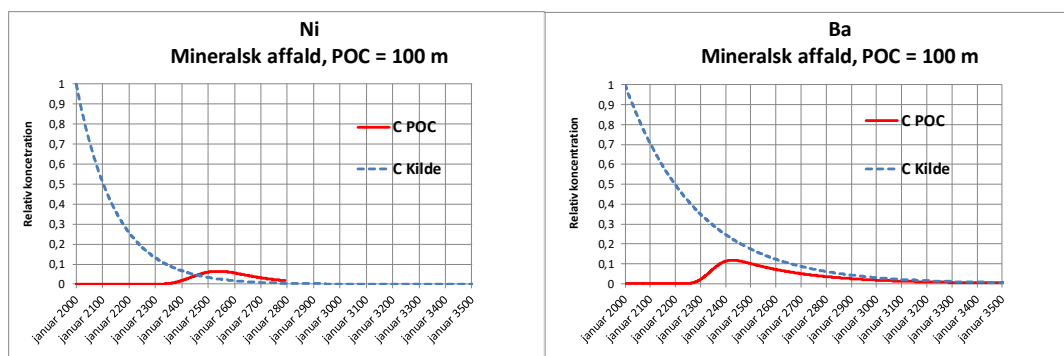
Det næstsidste af de gule input-felter er benævnt **Strømningseffektivitet**. Det giver mulighed for at specificere, hvor stor en del af den samlede mængde af affaldet (**S**), som rent faktisk deltager i stofudvaskningen, og er et mål for, hvor jævnt affaldet i deponeringsenheden gennemstrømmes af den infiltrerende nedbør. Alt andet lige giver en strømningseffektivitet mindre en 100% en hurtigere udvaskning som funktion af L/S og tid. I nogle tilfælde er det bl.a. ved lysimeterudvaskningstests konstateret, at udvaskningsresultaterne for bl.a. salte var i bedre overensstemmelse med resultater af kolonneudvaskningstests udført i laboratoriet på det samme materiale, hvis det blev antaget, at f.eks. at kun 40% af affaldet i lysimetrerne deltog i stofudvaskningen. Man kan jo så diskutere, hvilke konsekvenser dette kan have på længere sigt. Såfremt man i forbindelse med forventet afslutning af efterbehandlingen gennemfører den i afsnit 4.2.4 foreslåede kontrolprocedure, og der viser sig at være en badekars-effekt, vil man kunne få en ide om, hvad betydningen af ujævn gennemstrømning/præferentielt flow kan være på længere sigt.

I modellen beregnes L/S som funktion af tiden og tiden som funktion af L/S af ligningerne (1) og (2) i afsnit 5.2.2. Herefter beregnes koncentrationen af det aktuelle stof $C(L/S)$ i mg/l og den tilsvarende akkumulerede stofudvaskning $E(L/S)$ i mg/kg som funktion af L/S (og det tilsvarende tidsforløb) ud fra ligningerne (3) og (4), også i afsnit 5.2.2. $E(L/S)$ omregnes desuden til udvasket stofmængde i kg per år og akkumuleret udvasket stofmængde (i kg). Disse angives i tabeller og illustreres i grafter.

Et formål med anvendelse af modellen kan være for et givet affaldsmateriale og et givet stof at få koncentrationskurven i grafen øverst til venstre til at skære den røde vandrette linje, som angiver $C(Mål)$, på det tidligst mulige tidspunkt ved at variere de design- og driftsmuligheder, som i praksis står til rådighed. For et givet affaldsmateriale kan metoden alt andet lige anvendes til at sammenligne, hvor lang tid det vil tage for forskellige stoffer at opnå de stofs specifikke målkoncentrationer, og dermed vil man groft kunne rangordne stofferne efter nødvendig udvaskningstid. Dette vil også indikere, hvilke stoffer/affaldsmaterialer man bør undgå at placere i samme enhed eller helt undgå at deponere i en given sammenhæng, eller hvilke stoffer det kan være hensigtsmæssigt at fjerne eller søge at nedsætte udvaskningen af gennem forbehandling, og hvilken effektivitet en forbehandling bør have. Desuden kan man gennem sammenligning af udvaskningsprofilerne for forskellige affaldsmaterialer undersøge, i hvilket omfang de er indbyrdes kompatible med hensyn til stofudvaskning og udvaskningshastighed.

Med mindre maxkoncentrationen af perkolatet er mindre end $C(Mål)$ eller kvalitetskravet ved POC, kan man ikke alene ud fra kildestyrkemodellen vurdere, hvor lang tid det vil tage, inden efterbehandlingen kan afbrydes. Det kræver, at kildestyrkemodelleringen kombineres med modellering af stoftransporten fra deponeringsenheden til POC, fordi det kan tage meget lang tid (for nogle stoffer hundreder af år – afhængigt af afstanden til POC), før stofferne kan observeres, endsige nå maxkoncentrationen, ved POC. Der vil således være en tidsforskydning mellem kildestyrkekurven og koncentrationskurven ved POC, som alt andet lige vil afhænge af C_0 , κ og K_d , der tilsammen rent modelmæssigt definerer et givet stof. K_d er fordelingskoefficienten mellem jord og vand for stoffet (l/kg). Hvis man har gode lokal-specifikke data, kan man ved hjælp af kildestyrke- og stoftransportmodellerne udviklet i Risikovurderingsprojektet søge at estimere, hvor lang tid, der vil gå, inden man kan forvente at kunne afslutte efterbehandlingen.

Til sammenligning ses i Figur 5.5 resultater af fulde beregninger af koncentrationen ved POC som funktion af tiden for Ni og Ba, hvor både kildestyrke og stoftransport til POC er medtaget og vist på graferne. De viste resultater svarer til de beregninger, som blev gennemført for enheder for mineralsk affald ved implementeringen af Rådsbeslutning 2003/33/EC i Dansk lovgivning. Da resultaterne er vist som relative koncentrationer, angiver forholdet mellem koncentrationstoppen ved POC, C_{POC} , og startkoncentrationen for kildestyrken, C_0 , (som her er 1) direkte attenueringsfaktoren, f_a , som blev anvendt i de videre beregninger af grænseværdier for stofudvaskning for affald, der kunne modtages på enheder for mineralsk affald (som jo på nuværende tidspunkt kun gælder for enheder for mineralsk affald, der modtager stabilt, ikke-reaktivt farligt affald). Det kan nævnes, at der for Ni anvendtes $\kappa = 0,29$ kg/l og $K_d = 20$ l/kg, mens der for Ba anvendtes $\kappa = 0,15$ kg/l og $K_d = 14$ l/kg. Beregningerne af stoftransporten blev foretaget vha. en numerisk model, Mike SHE (Hansen & Hjelmars, 2012). Bemærk, at man heller ikke ud fra de relative koncentrationsforløb alene kan estimere tidspunktet, hvor efterbehandlingen mht. et givet stof kan afsluttes. Men de kan udgøre en del af grundlaget for en sådan estimering.



Figur 5.5 Kildestyrkekoncentration og koncentration i grundvandet af Ni og Ba ved POC som funktion af tiden ved fastsættelse af grænseværdier for stofudvaskning ved modtagelse af affald på enheder for mineralsk affald (baseret på Hansen og Hjelmars, 2012).

5.2.4 Input-parametre til brug ved anvendelse af beregningsværktøjet for kildestyrke: C_0

Som beskrevet ovenfor er C_0 og k afgørende for udvaskningsforløbet for et affaldsmateriale. Ligesom k er både stof- og materialespecifik, må det samme antages at gælde for C_0 . For blandet affald må det desuden antages, at den resulterende værdi af C_0 påvirkes af flere af de affaldstyper, som findes i en given deponeringsenhed for blandet affald. I nogle af de tilfælde, hvor det ovenfor beskrevne værktøj skal anvendes til at beskrive konsekvenserne af at inkludere eller ekskludere modtagelse af en bestemt affaldstype, kan det være hensigtsmæssigt at kunne anvende C_0 -værdier, som er specifikke for netop den affaldstype. I det følgende er der indsamlet en række potentielle C_0 -værdier for uorganiske stoffer fra forskellige kilder.

I Miljøstyrelsen (2018b) blev det anbefalet at anvende 90%-fraktilerne af stofkoncentrationerne i perkolatet fra 13 deponeringsenheder for blandet affald fra 8 deponeringsanlæg som C_0 for en række stoffer, herunder de i Tabel 5.5 viste uorganiske stoffer (Miljøstyrelsen, 2018a). Resultaterne er angivet som henholdsvis 10%-, 90%-, 95%- og 100%-fraktiler. Da der er tale om et betydeligt antal målinger, blev 90%-fraktilerne valgt frem for max-værdier (100%-fraktilerne) for at eliminere enkelte meget høje værdier, som kunne være utypiske, og som kunne skyldes analysefejl.

Tabel 5.5 Resultater af monitoring af perkolat kvalitet fra eksisterende deponeringsenheder for blandet affald samt resultater af perkolatanalyser fra to lysimetre med blandet affald og eluatanalyser fra en kolonneudvaskningstest på samme blandede affald som blev placeret i lysimetrene. N = antal prøver analyseret.

Parameter	Enhed	Perkolat fra 13 enheder for bl. affald					Perkolat fra 2 lysimetre m. bl. affald				Kolonnetest
		10%	90 %	95 %	100 %	N	10%	90%	100 %	N	Max
pH	-	7,1	8,2	8,4	9,8	992	7,1	7,6	7,8	53	
Al	mg/l	0,0089	0,23	0,50	0,50	18	0,0039	0,019	1,1	56	0,48
As	mg/l	2E-07	0,11	0,14	1,0	113	0,078	0,26	0,28	56	1,0
B	mg/l	0,0012	6,9	7,8	23	135					
Ba	mg/l						0,024	0,060	0,15	56	0,23
Ca	mg/l	110	834	1055	2400	247	489	608	682	56	886
Cd	mg/l	2E-06	0,006	0,014	0,170	307	6,8E-05	0,00037	0,0011	54	0,0032
Co	mg/l	0,0026	0,0084	0,010	0,028	38	0,000385	0,001256	0,005	54	0,17
Cr(VI)	mg/l	9E-06	0,0010	0,0011	0,0033	95					
Cr-tot	mg/l	1E-05	0,048	0,059	0,31	168	0,019	0,042	0,080	56	0,42
Cu	mg/l	2E-05	0,20	0,40	1,3	250	0,089	0,21	0,49	54	1,9
Fe	mg/l	0,9	40	65	820	285	0,047	0,12	0,27	53	119
Fluorid	mg/l	0,2	3,3	3,5	3,6	20	0,87	1,6	2,2	56	6,3
Hg	mg/l	5E-08	0,00031	0,00058	0,020	309	0,00002	0,00004	0,000078	54	0,0011
K	mg/l	124	1390	1900	5700	263	23	141	268	55	312
Klorid	mg/l	360	2800	3736	12000	719	9,3	262	1230	54	1050
Mg	mg/l	40	162	184	260	195	17	108	231	54	223
Mn	mg/l	0,29	2,2	5,7	710	156	0,00082	0,0062	0,072	56	18
Mo	mg/l	0,0037	0,055	0,068	0,10	22	0,015	0,045	0,060	56	0,038
Na	mg/l	170	1700	2100	5033	340	49	384	1220	56	1010
NH ₃ /4+-N	mg/l	28	590	690	850	671					
Ni	mg/l	3E-05	0,18	0,22	0,28	0,24	0,013	0,047	0,14	56	0,26
Nitrat	mg/l	0,10	9,0	18	115	120					
Nitrat+nitrit	mg/l	0,02	0,27	0,44	1,8	53					
N-total	mg/l	57	350	460	890	507					
Pb	mg/l	9E-06	0,016	0,088	0,54	380	0,00037	0,0015	0,028	56	0,16
P-fosfat	mg/l	0,1	2,7	3,4	10	166					
P-total	mg/l	0,5	5,6	9,7	350	427					
Sb	mg/l						0,013	0,021	0,025	56	0,043
Se	mg/l	0,001	0,0018	0,0023	0,0028	14	0,00071	0,0018	0,0027	56	0,0038
Si	mg/l						15	31	37	54	25
Sulfat	mg/l	32	1400	2730	4400	435	1038	2154	2810	55	2670
Sulfid	mg/l	0,02	2,1	7,8	39	50					
V	mg/l	0,001	0,51	0,54	0,58	10					
Zn	mg/l	2E-05	0,13	0,27	1,0	294	0,028	0,30	0,45	56	1,6

I Tabel 5.5 ses desuden resultater af to lysimeterforsøg og et kolonneudvaskningsforsøg (EN 14405) udført på blandet affald indsamlet hos AV Miljø (Hjelmar et al., 2010, Andersson et al., 2011, Oberender et al., 2014). Fra lysimetrene blev der over en periode på 4 år udtaget henholdsvis 27 og 29 perkolatprøver, mens resultaterne fra kolonneudvaskningstesten bestod af de 7 eluatprøver fra én test. Nogle af resultaterne fra monitoring af de 13 deponeringsenheder for blandet affald repræsenterer perioder på op til 35 – 40 år. Lysimeterforsøgene og kolonneudvaskningstesten omfattede desværre ikke analyser for total-N og/eller ammonium-N i eluaterne.

Da beregningsværktøjet bl.a. kan anvendes til at undersøge de potentielle konsekvenser af at placere en specifik affaldstype i en given deponeringsenhed, kan det være hensigtsmæssigt at anvende C_0 -værdier, som stammer fra denne affaldstype. Her vil det som regel være resultater af kolonneudvaskningstests (oftest den eller de første eluatfraktioner), der er relevante. Som et eksempel ses i Tabel 5.6 resultater af analyser af perkolat opsamlet fra fem 100 – 200 m² forsøgsselter med 3 forskellige typer affaldsforbrændingsslagger indbygget som 50 cm bundsikring i perioden 2002 – 2019. I samme tabel ses resultater af kolonneudvaskningstests (EN 14405) udført på de slagger, som er udlagt i hvert af de fem forsøgsselter (Hjelmar et al., 2006, Hjelmar og Hansen, 2019). I begge tilfælde er resultaterne angivet som fraktiler, hvor det formentlig vil være mest hensigtsmæssigt at anvende 90%- eller 95%-fraktilerne som C_0 ved kildestyreestimeringer.

Tabel 5.6 Resultater af perkolat-og eluatanalyser fra demonstrationsanlægget for anvendelse af affaldsforbrændingsslagger til bundsikring ved vejbygning på Ydernæs. N = antal perkolatprøver/eluatprøver.

Parameter	Enhed	Perkolat fra lysimeterforsøg med slagger					Eluat fra kolonneforsøg med de samme slagger				
		10%	90%	95%	100%	N	10%	90%	95%	100%	N
pH	-	7,2	10,2	10,9	11,8	138	10,1	10,9	11,0	11,6	35
Al	mg/l	0,0036	29	92	179	140	7,1	76,6	95,5	113,0	35
As	mg/l	0,0042	0,21	0,31	0,50	142	0,001	0,010	0,013	0,020	35
Ba	mg/l	0,00077	0,11	0,14	0,29	141	0,014	0,068	0,073	0,095	35
Bromid	mg/l	0,1	3,5	3,7	3,8	31					
Ca	mg/l	1	226	671	1180	142	45,0	462,2	572,8	639,0	35
Cd	mg/l	0,0001	0,0014	0,0029	0,020	136	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	35
Co	mg/l	9,53E-05	0,0025	0,0036	0,011	141	0,000003	0,00058	0,00079	0,0017	35
Cr	mg/l	0,00095	0,031	0,042	0,14	141	0,00054	0,0029	0,0033	0,0037	35
Cu	mg/l	0,0088	0,19	0,31	0,75	141	0,019	0,91	1,1	1,5	35
DOC	mg/l	1,5	44	59	130	81	5,0	99	137	330	35
Fe	mg/l	0,004	0,21	0,36	0,92	123	0,004	0,004	0,0082	0,19	35
Fluorid	mg/l	0,11	0,52	0,91	2,9	125					
Hg	mg/l	0,00002	0,0030	0,0058	0,0077	94	0,000001	0,000027	0,000067	0,000179	35
K	mg/l	28	160	306	1400	141	16	654	925	1800	35
Klorid	mg/l	21	3282	4090	11000	142	3,1	2840	3850	8000	35
Mg	mg/l	0,057	3,0	21	37	127	0,10	0,42	0,46	0,48	14
Mn	mg/l	0,0002	0,015	0,089	1,9	138	0,000001	0,0014	0,0022	0,013	35
Mo	mg/l	0,14	1,0	1,3	1,7	114					
Na	mg/l	125	2188	2467	6810	142	14	2434	3032	6100	35
Ni	mg/l	0,000588	0,1309	0,1876	0,243	142	0,00021	0,014	0,021	0,023	35
P	mg/l	0,01	1,9	2,9	4,7	96					
Pb	mg/l	0,0002	0,01	0,01	0,01	140	0,000001	0,00077	0,0012	0,012	35
S	mg/l	82	417	433	465	28					
Sb	mg/l	0,001	0,056	0,070	0,13	142	0,013	0,042	0,045	0,049	35
Se	mg/l	0,001	0,0074	0,012	0,051	142	0,00053	0,019	0,029	0,059	35
Si	mg/l	0,79	31,15	40,33766	63,9	132					
Sn	mg/l	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	31					
Sr	mg/l	0,005	0,22	0,23	0,24	31					
Sulfat	mg/l	179	1564	2174	3000	139	78	2520	2990	3300	35
V	mg/l	0,011	0,055	0,074	0,091	58					
Zn	mg/l	0,001	0,020	0,030	0,11	136	0,0010	0,0093	0,011	0,034	35

Data til bestemmelse af C_0 for andre specifikke materialer kan findes ved at gennemføre kolonneudvaskningstests (EN 14405) på materialerne eller ved at anvende eksisterende resultater af sådanne forsøg (det vil ofte – men ikke altid – være fraktionerne L/S = 0,0 – 0,1 eller 0,1 – 0,2, der er relevante). Eksempelvis findes der i Miljøstyrelsen (2018c) udvaskningsdata, som kan benyttes til bestem-

melse af C_0 for knust beton og tegl. Dette er gjort i Tabel 5.7, som på fraktilform viser resultater af analyser af 10 kolonneudvaskningstests (der hver producerer 7 eluater) udført på prøver af knust beton og tegl. Se også Tabel 5.9. Tilsvarende data for knust asfalt kan findes i Miljøstyrelsen (2015b).

Tabel 5.7 Resultater af analyser af eluater fra 10 kolonneudvaskningstests (EN 14405) udført på 6 prøver af knust beton, 3 prøver af knust beton og tegl og 1 prøve af knust tegl. N = antal eluater.

Parameter		10%-fraktil	90%-fraktil	95%-fraktil	100%-fraktil	N
pH	-	11,3	12,4	12,5	12,7	70
Cond	mS/m	121	790	960	1820	70
Al	mg/l	0,38	4,9	7,2	14	70
As	mg/l	0,0002	0,0057	0,0065	0,019	70
Ba	mg/l	0,017	1,4	2,2	3,1	70
Ca	mg/l	37	471	521	640	70
Cd	mg/l	0,00003	0,000038	0,000044	0,000061	70
Cl	mg/l	3,3	262	370	1800	70
Co	mg/l	0,000809	0,026	0,028	0,069	70
Cr	mg/l	0,015	0,23	0,37	0,46	70
Cu	mg/l	0,0099	0,30	0,36	0,71	70
DOC	mg/l	1,8	81	116	250	70
F	mg/l	0,13	0,6	0,8	2,7	70
Hg	mg/l	0,0001	0,0001	0,0001	0,0002	70
K	mg/l	9,1	393	681	1100	70
Mn	mg/l	0,001	0,001	0,001	0,0016	70
Mo	mg/l	0,0060	0,079	0,11	0,18	70
Na	mg/l	2,99	536	830	1200	70
Ni	mg/l	0,0016	0,067	0,080	0,22	70
Pb	mg/l	0,0002	0,0039	0,0058	0,0084	70
Sb	mg/l	0,0002	0,0011	0,0014	0,0031	70
Se	mg/l	0,002	0,0078	0,011	0,018	70
Si	mg/l	0,41	20	32	37	70
Sn	mg/l	0,0001	0,00023	0,00044	0,0010	70
SO4	mg/l	1,9	101	173	810	70
V	mg/l	0,0005	0,085	0,11	0,15	70
Zn	mg/l	0,003	0,0030	0,004475	0,0081	70

5.2.5 Input-parametre til brug ved anvendelse af beregningsværktøjet for kildestyrke: κ

Kappa-værdier kan, som tidligere nævnt, estimeres på grundlag af monitoringsdata for deponeringsenheder, resultater af lysimeterforsøg og kolonneudvaskningstests. Monitoringsdata for perkolatkvalitet har dog ofte den ulempe, at de ikke altid omfatter samhørende vandbalancedata, dvs. målinger af perkolatdannelsen i deponeringsenheden, hvorfor man i så fald vil være henvist til at basere estimater af L/S på teoretiske vandbalanceberegninger.

For lysimeter- og kolonneforsøg vil der altid foreligge samhørende data for perkolat-/eluatkvalitet og gennemstrømmende vandmængde. Til gengæld er gennemstrømningen i kolonneudvaskningstests og i nogle tilfælde også lysimeterforsøg accelererede i forhold til faktiske deponeringsenheder, og effekterne af langsom kinetik, oxidation/reduktion, pH-ændringer, karbonatisering og biologiske processer indgår kun i meget begrænset omfang eller slet ikke i resultaterne af disse. Selv om især biologiske processer i nutidens danske deponeringsenheder for blandet (og mineralsk) affald spiller en mindre rolle end tidligere, bidrager dette formentlig til en vis usikkerhed ved anvendelse af især laboratorieforsøg til estimering af udvaskningsforløb og dermed κ . Den store fordel ved disse testmetoder frem for monitorering af fuldskalaanlæg (som dog altid bør søges gennemført i videst mulige omfang) er, at systemerne kan være fuldt kontrollerede, og at resultaterne foreligger forholdsvis hurtigt. Det vil ofte være hensigtsmæssigt at vurdere resultaterne af simple kildestyrkeestimerer i lyset af de ændringer af den ovennævnte type i det kemiske miljø i det deponerede affald, som kan tænkes at forekomme over tid.

Med hensyn til beskrivelse af udvaskningsforløb fra deponeringsanlæg vurderes det, at estimerer baseret på κ -værdier (og C_0 -værdier) og tilhørende L/S-værdier for specifikke affaldstyper og stoffer, generelt giver nogle mere realistiske udvaskningsforløb end de generiske default-værdier, som tidligere (og også fortsat i mangel af bedre) bl.a. er blevet anvendt til beregning af modtagekriterier for affald på deponeringsenheder. Graden af "affalds-specifikhed" kan variere fra at omfatte prøver af blandet affald, som er repræsentative for det affald, som placeres på en enhed for blandet affald, til at omfatte enkelte affaldstyper som f.eks. bygge- og nedrivningsaffald, affaldsforbrændingsslagger, asfalt, gips (som ikke må deponeres på enheder for blandet affald) og mineraluld. De sidstnævnte må antages at være bedst egnet til afprøvning af specifikke materials indflydelse på deponeringsstrategien for en given deponeringsenhed.

I Tabel 5.8 ses dels de ikke-materialespecifikke default-værdier af κ for uorganiske stoffer, DOC og phenol, som i forbindelse med implementeringen af Rådsbeslutning 2003/33/EF blev anvendt til beregning af modtagekriterierne for affald til deponering i BEK 1253/2019. Tabellen viser desuden κ -værdier for organiske stoffer, som blev beregnet teoretisk, men ikke anvendt (Hjelmar et al., 2005). Endvidere ses nogle nyere hollandske κ -værdier, som er blevet anvendt til stoftransportberegninger i forbindelse med det store projekt Sustainable Landfill Management (Dijkstra, 2016). De fleste af κ -værdierne i Tabel 5.8 er formentlig estimeret over L/S – intervallet 0 – 10 l/kg, og må derfor antages generelt at være lavere (og dermed beskrive en langsommere udvaskning) end κ -værdier, der er estimeret over intervallerne L/S = 0 – 2 eller 0 – 5 l/kg, som i de fleste tilfælde vil være relevante for anvendelse af κ i forbindelse med strategiovervejelser.

I det følgende ses nogle eksempler på estimerer af materialspecifikke κ -værdier. I Tabel 5.9 ses midelværdier og standardafvigelser for bestemmelse af κ for i alt 10 prøver af knust beton (6 prøver), knust beton og tegl (3 prøver) og knust tegl (1 prøve). Bestemmelsen er baseret på resultater af kolonneudvaskningstests og foretaget ved hjælp af et kappaestimeringsværktøj, som blev udviklet i forbindelse med Risikovurderingsprojektet. I Tabel 5.10 ses et estimat af κ -værdier for knust asfalt baseret på resultater af to kolonneudvaskningstests. Tabellen viser desuden de C_0 -værdier, som blev anvendt i forbindelse med κ -estimeringen. I Tabel 5.11 ses estimerer af κ for 6 batches af affaldsforbrændingsslagger fra tre forskellige affaldsforbrændingsanlæg. Estimererne er baseret på resultater af kolonneudvaskningstests (EN 14405) på de slagger, som efterfølgende blev anbragt i testceller ved demonstrationsanlægget på Ydernæs (se også Tabel 5.6 i afsnit 5.2.4).

Tabel 5.8 Default-værdier af κ (fra Miljøstyrelsen, 2018b).

Stof	Anvendt i DK*	Anvendt i NL**	Stof	Beregnet men ikke anvendt i DK*
	kg/l	kg/l		kg/l
As	0,03	0,01		
Ba	0,15	0,17	Benzen	1,2
Cd	0,5	0,32	Toluen	0,34
Co		0,13	Xylen	0,14
Cr(total)	0,18	0,25	Naphthalen	0,073
Cu	0,28	0,27	Fluoranthren	0,00086
Hg	0,05	0,14	Decan	$7,3 \times 10^{-5}$
Mo	0,35	0,38	Pentadecan	$2,4 \times 10^{-7}$
Ni	0,29	0,26	PCB 28	0,00033
Pb	0,27	0,18	2-chlorphenol	0,0015
Sb	0,11	0,04	Pentachlorphenol	1,0
Sn		0,1		
Se	0,38			
V		0,04		
Zn	0,28	0,28		
Bromid		0,51		
Fluorid	0,22	0,26		
Klorid	0,57	0,65		
Sulfat	0,33	0,33		
DOC/NVOC	0,17			
Phenol	0,3			

*: Hjelmar et al., 2005, **: ECN 2016

Tabel 5.9 Affaldsspecifikke kappa-værdier for knust beton og tegl på grundlag af kolonneudvaskningstests (EN 14405). Rådata stammer fra Miljøstyrelsen (2018c).

Prøve	Unit	As	Ba	Cr tot	Cu	Mo	Na	Ni	Pb	Sb	Klorid	Fluorid	Sulfat	DOC
1	kg/l	0.30	0.06	0.18	0.60	0.20	0.70	0.51	0.25	0.20	0.60	0.12	0.40	0.60
2	kg/l	0.50	0.10	0.25	0.70	0.25	0.80	0.47	0.25	0.30	0.40	0.30	0.40	0.65
3	kg/l	0.50	0.02	0.22	0.50	0.30	0.70	0.45	0.40	0.20	0.70	0.10	0.20	0.50
4	kg/l	0.50	0.10	0.06	0.30	0.12	0.65	0.37	0.12	0.30	0.60	0.02	0.04	0.40
5	kg/l	0.45	0.10	0.06	0.40	0.12	0.65	0.38	0.20	0.30	0.50	0.06	0.08	0.50
6	kg/l	0.70	0.05	0.25	0.70	0.25	0.80	0.55	0.11	0.70	0.55	0.17	0.30	0.75
7	kg/l	0.45	0.25	0.60	0.45	0.60	0.80	0.53		0.02	0.90	0.10	0.50	0.55
8	kg/l	0.07	0.07	0.10	0.35	0.10	0.65	0.40	0.20	0.05	0.40	0.06	0.10	0.50
9	kg/l	0.40	0.03	0.34	0.38	0.40	0.60	0.40	0.25	0.15	0.60	0.09	0.20	0.40
10	kg/l	0.45	0.10	0.50	0.40	0.50	0.65	0.45		0.09	0.90	0.09	0.30	0.40
Middelværdi	kg/l	0.43	0.088	0.26	0.48	0.28	0.70	0.45	0.22	0.23	0.62	0.09	0.25	0.53
Standardafvigelse	kg/l	0.16	0.064	0.18	0.14	0.17	0.07	0.06	0.09	0.19	0.18	0.08	0.15	0.12
Relativ Std.afv.	%	37	73	71	30	60	11	14	41	84	29	86	61	22
Antal prøver		10	10	10	10	10	10	10	8	10	10	10	10	10

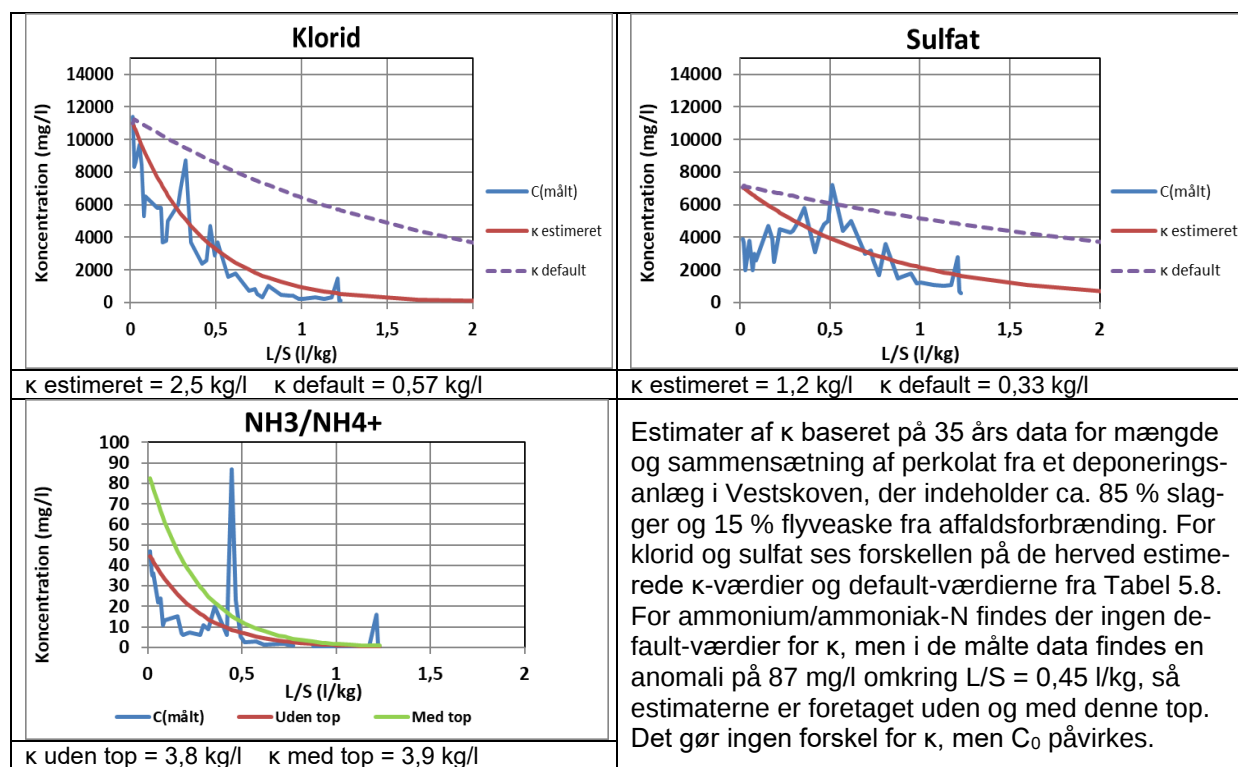
Tabel 5.10 Affaldsspecifikke kappa-værdier estimeret for knust asfalt på grundlag af kolonneudvaskningstests (EN 14405). De til estimeringen anvendte værdier af C₀ er også vist i tabellen. Kilde: Miljøstyrelsen (2015b).

Parameter	C ₀ mg/l	Kappa kg/l	Parameter	C ₀ mg/l	Kappa kg/l
As	0,04	0,60	Pb	0,0023	0,80
Ba	0,81	1,35	Sb	0,0039	0,73
Cd	0,0001	0,74	Se	0,0061	1,0
Cr	0,014	1,8	Zn	0,18	2,0
Cu	0,031	1,05	Klorid	200	2,4
Hg	0,00003	0,000010	Sulfat	280	2,1
Mo	0,059	2,0	Fluorid	3,4	0,75
Ni	0,0081	0,95	DOC	45	1,2

Tabel 5.11 Kappaværdier estimeret for affaldsforbrændingsslagger bestemt på grundlag af kolonneudvaskningstests (EN 14405). Data fra Hjelmar et al. (2006). Værdier med rødt er generelle defaultværdier for kappa (fra Tabel 5.8) – de er anvendt, når indholdet af det pågældende stof ligger under detektionsgrænsen i for mange af fraktionerne.

Ydernæs	Felt A	Felt B	Felt C	Felt D	Felt E	Felt F	Middel	Minimum	Maximum	N
	kg/l	kg/l	kg/l	kg/l	kg/l	kg/l	kg/l	kg/l	kg/l	kg/l
As	0,40	0,40	0,30	0,40	0,03	0,40	0,32	0,03	0,40	6
Ba	0,20	0,20	0,20	0,17	0,20	0,12	0,18	0,12	0,20	6
Cd	0,50	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,50	0,50	0,50	6
Cr-total	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,20	0,24	0,20	0,25	6
Cu	0,80	0,50	0,50	0,50	0,80	0,60	0,62	0,50	0,80	6
Hg	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	6
Mn	0,59	0,15	0,25	1,00	0,50		0,50	0,15	1,00	5
Mo	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	6
Ni	1,00	0,90	0,55	0,80	0,80	0,60	0,78	0,55	1,00	6
Pb	0,27	0,03	0,20	0,27	0,40	0,25	0,24	0,03	0,40	6
Sb	0,18	0,20	0,20	0,15	0,20	0,11	0,17	0,11	0,20	6
Se	0,60	0,50	0,60	0,70	0,80	0,50	0,62	0,50	0,80	6
V	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	6
Zn	0,22	0,30	0,25	1,00	0,16	0,10	0,34	0,10	1,00	6
Na	2,00	0,90	1,00	2,00	2,00	1,00	1,48	0,90	2,00	6
Klorid	2,50	2,00	1,50	2,00	2,50	1,50	2,00	1,50	2,50	6
Sulfat	0,65	0,60	0,60	0,80	0,90	0,90	0,74	0,60	0,90	6
DOC	0,40	0,70	0,50	0,60	1,00	0,60	0,63	0,40	1,00	6

I Figur 5.6 ses nogle eksempler på estimeringer af κ ud fra monitoringsdata for et deponeringsanlæg over en længere årrække (35 år). Estimeringen er foretaget ved hjælp af den metode, som er beskrevet i Miljøstyrelsen (2018b). Det fremgår, at for klorid og sulfat vil udvaskningstiden blive kraftigt overvurderet ved anvendelse af default-værdierne for kappa. Der findes meget få bestemmelser af kappa for udvaskning af ammonium. De forholdsvis høje kappaværdier på 3,8 – 3,9 kg/l, som er bestemt i Figur 5.6, og som angiver en forholdsvis hurtig udvaskning, vil muligvis kunne anvendes som default-værdi for affaldstyper og deponeret affald med ringe indhold af biologisk nedbrydeligt materiale.



Figur 5.6 Estimater af κ baseret på samhörørende data for sammensætning og produceret mængde af perkolat fra et meget velkontrolleret deponeringsanlæg for ca. 10.000 slagge og flyveaske fra affaldsforbrænding (DanWS, 2021).

5.2.6 Et par eksempler på anvendelse af det simple beregningsværktøj

I det følgende er det forsøgt at illustrere nogle få problemstillinger, som til en vis grad vil kunne belyses ved hjælp af det simple beregningsværktøj, der er beskrevet i det foregående.

I eksemplerne er det valgt at benytte data for knust beton og tegl og for affaldsforbrændingsslagge. De vælges i denne sammenhæng, fordi der findes forholdsvis gode bestemmelser af både C_0 og κ for begge affaldstyper. Til gengæld bliver de i øjeblikket ikke i særlig stort omfang deponeret, da de fortrinsvis nyttiggøres til bygge- og anlægsformål. Men desværre findes der ikke ret mange anvendelige udvaskningsdata for nogle af de mere deponeringsrelevante affaldstyper.

Som udgangspunkt anvendes en deponeringsenhed med følgende karakteristika:

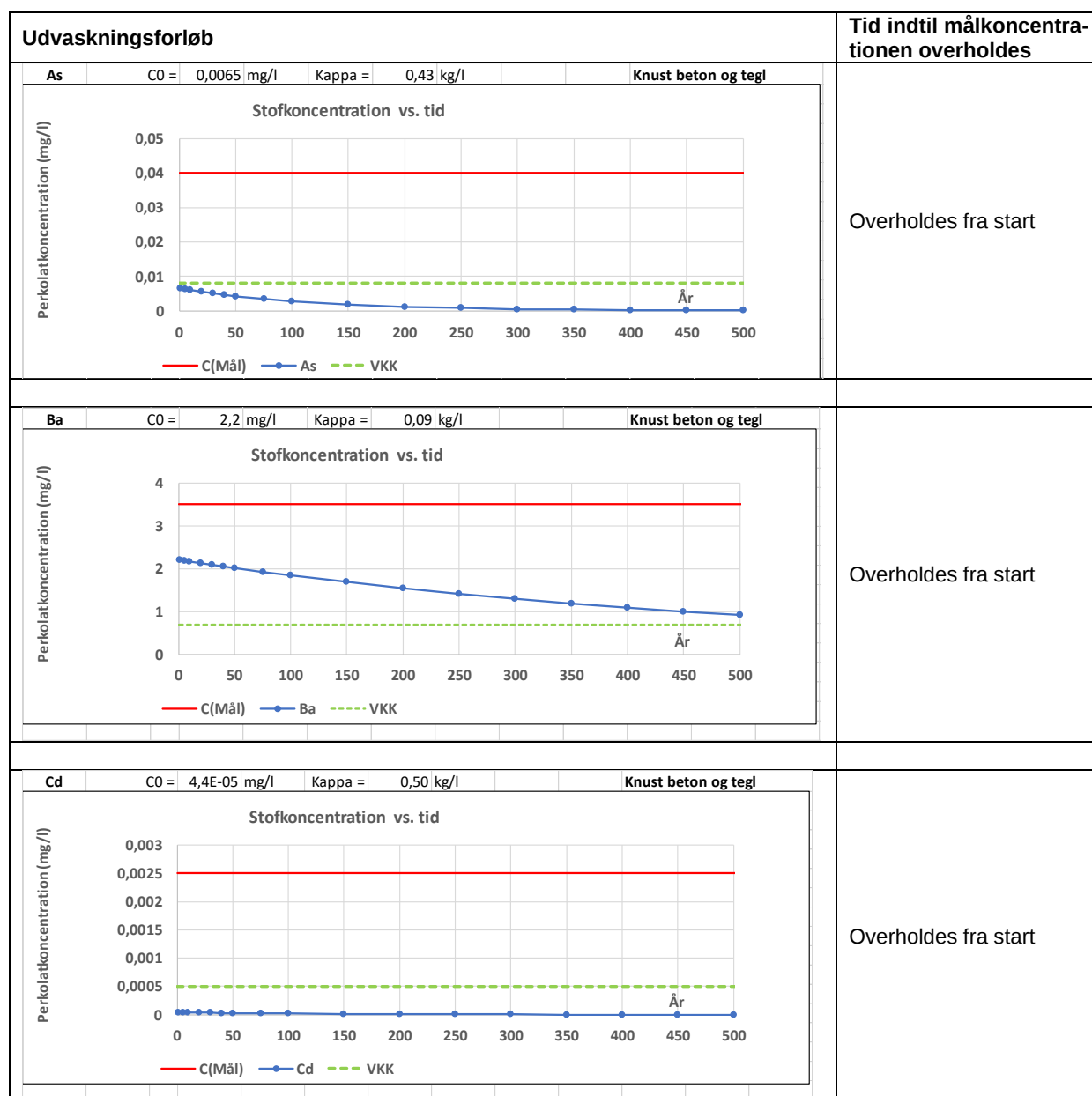
Tabel 5.12 Udgangsbetingelser for deponeringsenheden.

Areal, A	2 ha	Perkolatproduktion	4000 m ³ /år
Højde, H	10 m	Affaldsvolumen	200.000 m ³
Massefylde, d	1 kg/l = tons/m ³	Affaldsmængde	200.000 tons
Infiltration, I	200 mm/år		
Strømningseffektivitet	100 %		
Andel af samlet affald	100 %		

Knust beton og tegl

Vi vil nu indledningsvis vha. den simple model estimere, hvor lang tid det vil tage for perkolatet fra knust beton og tegl, der deponeres under de i Tabel 5.12 viste betingelser, at kunne overholde målkonzentrationen, dvs. en koncentration, der er højst 5 gange højere end kravværdierne for grundvandskvalitet for de stoffer, som indgår i modtagelseskriterierne i Deponeringsbekendtgørelsen. For knust beton og tegl er C_0 -værdierne taget fra 95%-fraktilen i Tabel 5.7, mens middelværdierne fra Tabel 5.9 er anvendt for κ (for de stoffer, hvis κ -værdier ikke findes i tabellen, er default-værdier fra Tabel 5.8 blevet anvendt). Grundvandskvalitetskravene, VKK, er taget fra Miljøstyrelsen (2018d).

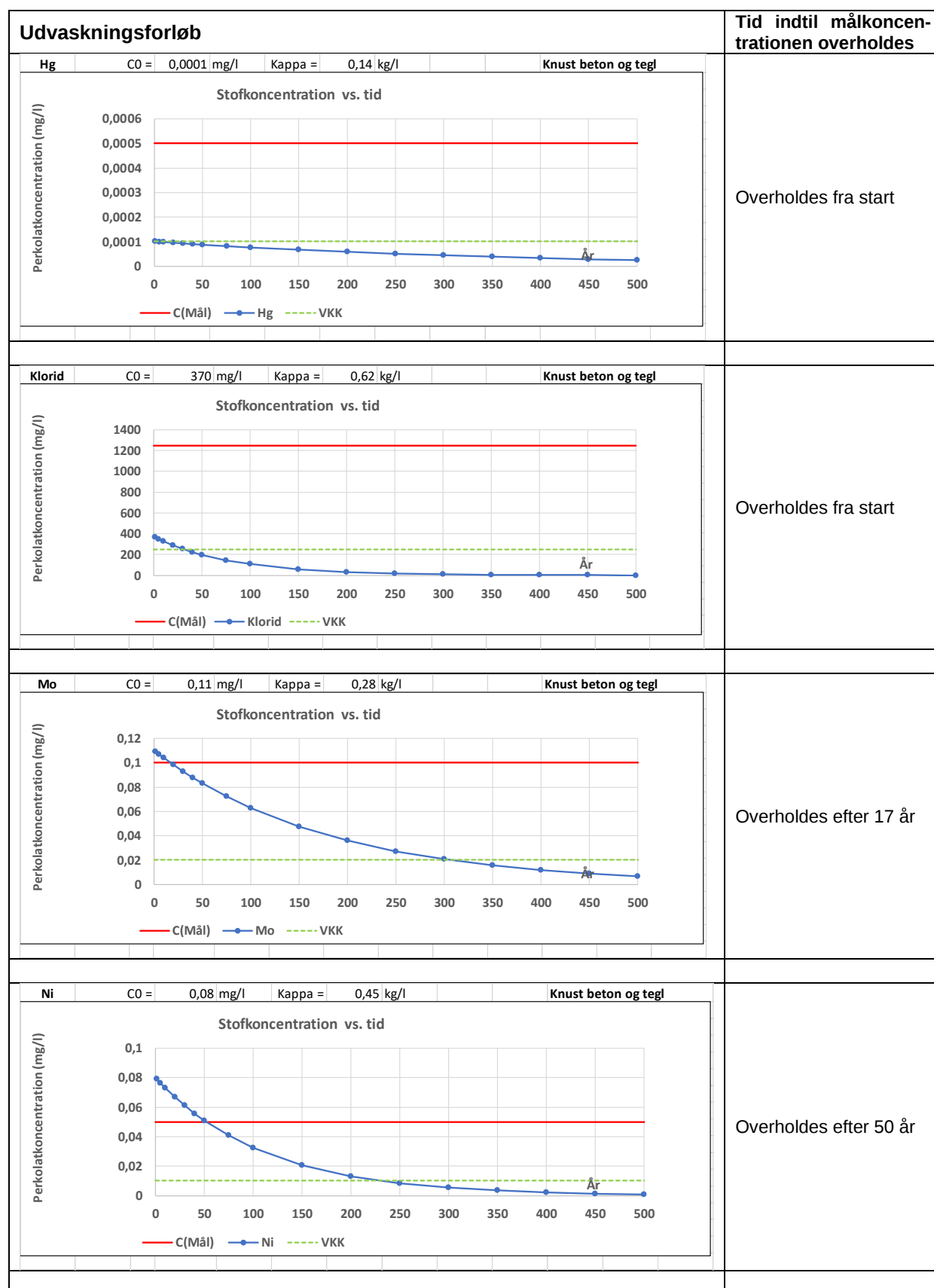
I Figur 5.7 til Figur 5.11 ses koncentrationerne i perkolatet som funktion af tiden sammen med målkonzentrationerne (vandrette røde linjer) og vandkvalitetskravene (VKK, punkterede grønne linjer).



Figur 5.7 Udvaskningsforløb for knust beton og tegl under udgangsbetingelser for deponeringsenheden.

Udvaskningsforløb					Tid indtil målkoncentrationen overholdes
Cr	C0 = 0,37 mg/l	Kappa = 0,26 kg/l	Knust beton og tegl		Overholdes efter 200 år
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkonzentration (mg/l) — C(Mål) — Cr - - - VKK					
Cu	C0 = 0,36 mg/l	Kappa = 0,48 kg/l	Knust beton og tegl		Overholdes fra start
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkonzentration (mg/l) — C(Mål) — Cu - - - VKK					
DOC	C0 = 116 mg/l	Kappa = 0,53 kg/l	Knust beton og tegl		Overholdes efter 150 år (kan pga. bl.a. nedbrydning forventes at forsvinde væsentligt hurtigere)
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkonzentration (mg/l) — C(Mål) — DOC - - - VKK					
Fluorid	C0 = 0,8 mg/l	Kappa = 0,26 kg/l	Knust beton og tegl		Overholdes fra start
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkonzentration (mg/l) — C(Mål) — Fluorid - - - VKK					

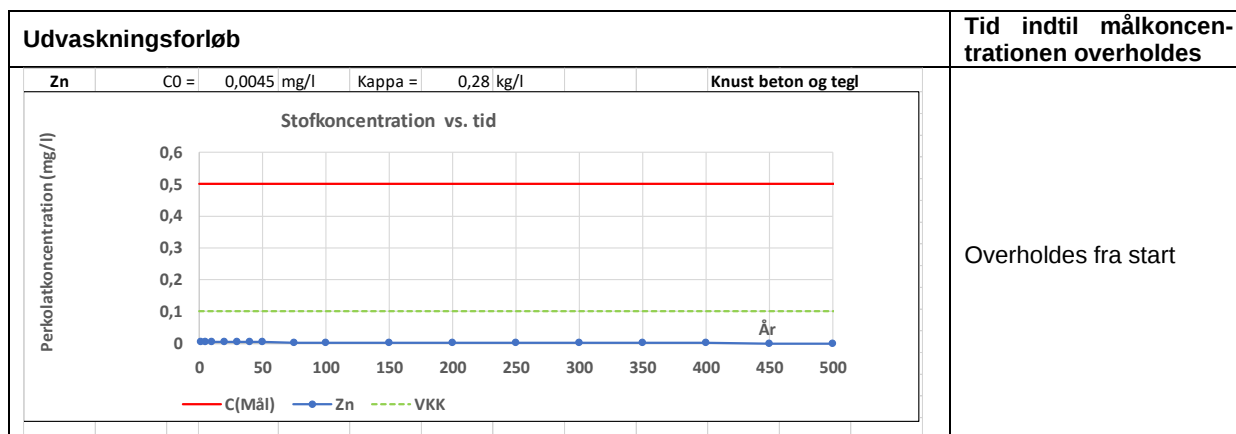
Figur 5.8 Udvaskningsforløb for knust beton og tegl under udgangsbetingelser for deponeringsenheden.



Figur 5.9 Udvaskningsforløb for knust beton og tegl under udgangsbetingelser for deponeringsenheden.

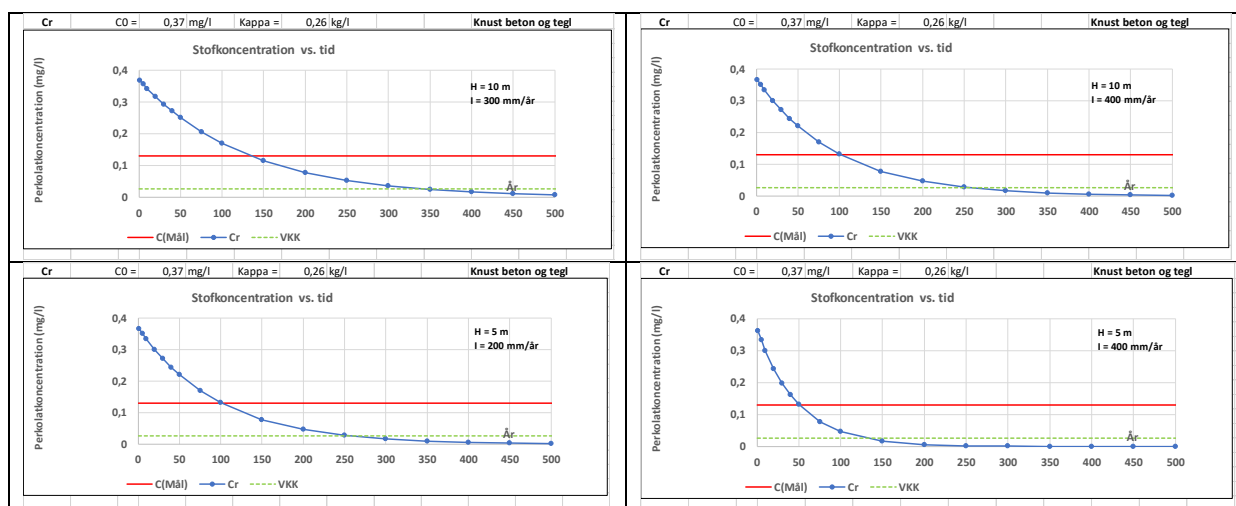
Udvaskningsforløb					Tid indtil målkonzentrationen overholdes
Pb	C0 = 0,0058 mg/l	Kappa = 0,22 kg/l	Knust beton og tegl		Overholdes efter 35 år
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkonzentration (mg/l) 0,007 0,006 0,005 0,004 0,003 0,002 0,001 0 0 50 100 150 200 250 300 350 400 450 500 — C(Mål) — Pb - - - VKK					
Sb	C0 = 0,0014 mg/l	Kappa = 0,23 kg/l	Knust beton og tegl		Overholdes fra start
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkonzentration (mg/l) 0,012 0,01 0,008 0,006 0,004 0,002 0 0 50 100 150 200 250 300 350 400 450 500 — C(Mål) — Sb - - - VKK					
Se	C0 = 0,011 mg/l	Kappa = 0,38 kg/l	Knust beton og tegl		Overholdes fra start
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkonzentration (mg/l) 0,06 0,05 0,04 0,03 0,02 0,01 0 0 50 100 150 200 250 300 350 400 450 500 — C(Mål) — Se - - - VKK					
Sulfat	C0 = 173 mg/l	Kappa = 0,25 kg/l	Knust beton og tegl		Overholdes fra start
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkonzentration (mg/l) 1400 1200 1000 800 600 400 200 0 0 50 100 150 200 250 300 350 400 450 500 — C(Mål) — Sulfat - - - VKK					

Figur 5.10 Udvaskningsforløb for knust beton og tegl under udgangsbetingelser for deponeringsenheden.



Figur 5.11 Udvaskningsforløb for knust beton og tegl under udgangsbetingelser for deponeringsenheden.

Af figurene fremgår det, at under de i Tabel 5.12 beskrevne udgangsbetingelser forventes udvaskningen af As, Ba, Cd, Cu, fluorid, Hg, klorid, Sb, Se, sulfat og Zn fra knust beton og tegl at være lavere end de respektive målkoncentrationer fra deponeringens start⁷. For Mo forventes målkoncentrationen at være nået efter 17 år, mens det for Ni forventes at tage 50 år. For Cr og DOC forventes det med denne estimeringsmetode at tage henholdsvis 200 år og 150 år at nå målkoncentrationen. For DOC's vedkommende må der forventes at ske en væsentlig nedbrydning af de organiske stoffer, således at tidsforløbet vil være væsentligt kortere. Cr er følsomt overfor redox-forholdene og dermed kompliceret at estimere. Det viser også, hvor vigtigt der er at skaffe de bedst mulige specifikke og relevante værdier af C_0 og κ . Men for illustrationens skyld, er det i Tabel 5.12 vist, hvorledes ændringer i deponeringshøjden, H, og infiltrationen, I, hver for sig og sammen kan ændre den estimerede tid, det vil tage, inden perkolatkonzentrationen falder under målkoncentrationen. Dette vil naturligvis også reducere estimerterne for de øvrige parametre.



Figur 5.12 Effekten på udvaskningen af Cr af at variere parametrene H og I.

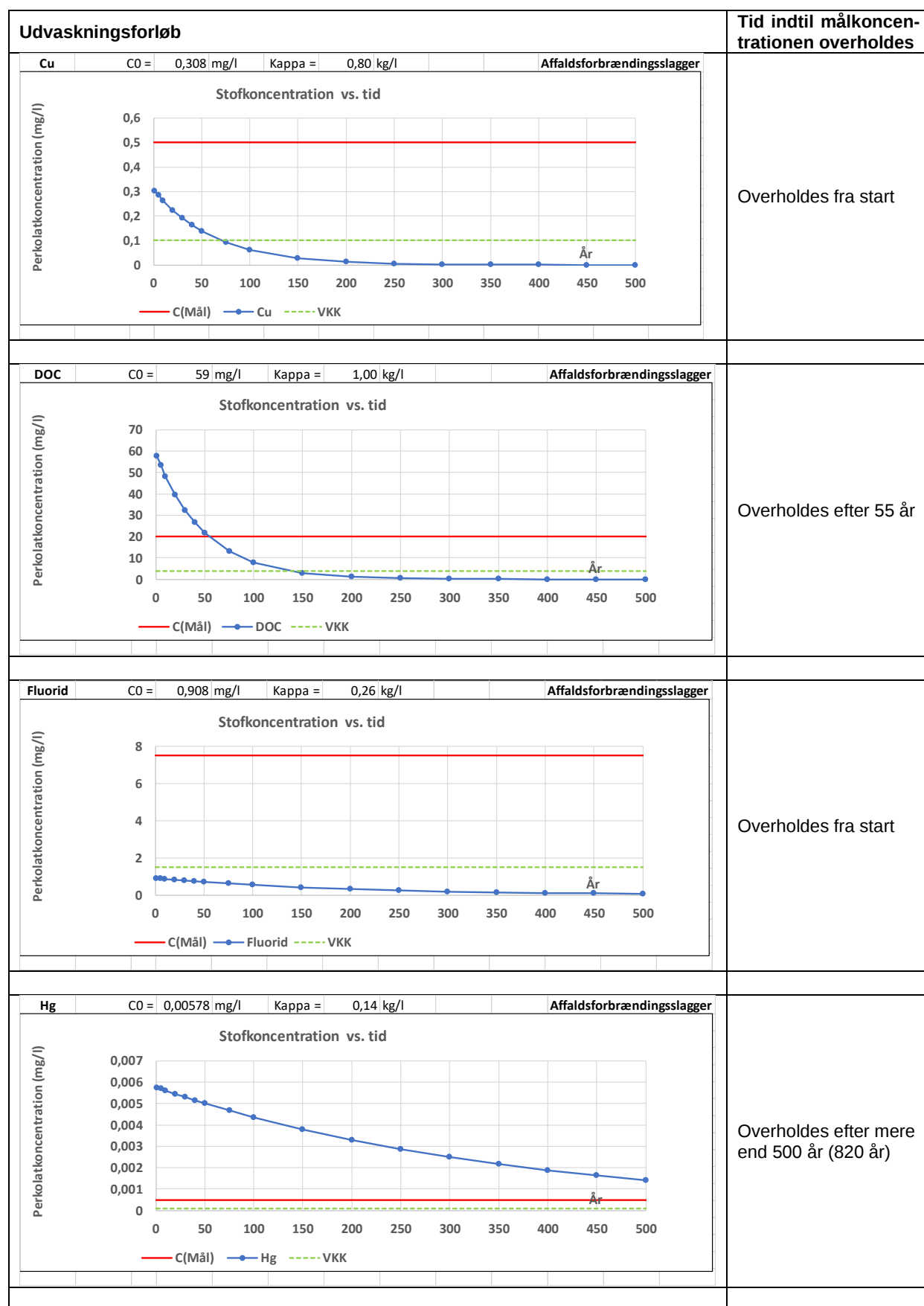
Affaldsforbrændingsslagger

Her gentages ovenstående øvelse, igen med udgangsbetingelserne fra Tabel 5.12, men denne gang for deponering af affaldsforbrændingsslagger. Som C_0 anvendes 95%-fraktilen fra Tabel 5.6, og som κ anvendes maximumsværdierne fra Tabel 5.11. I Figur 5.13 til Figur 5.16 ses koncentrationerne i perkolatet som funktion af tiden sammen med målkoncentrationerne (vandrette røde linjer) og vandkvalitetskravene (VKK, punkterede grønne linjer).

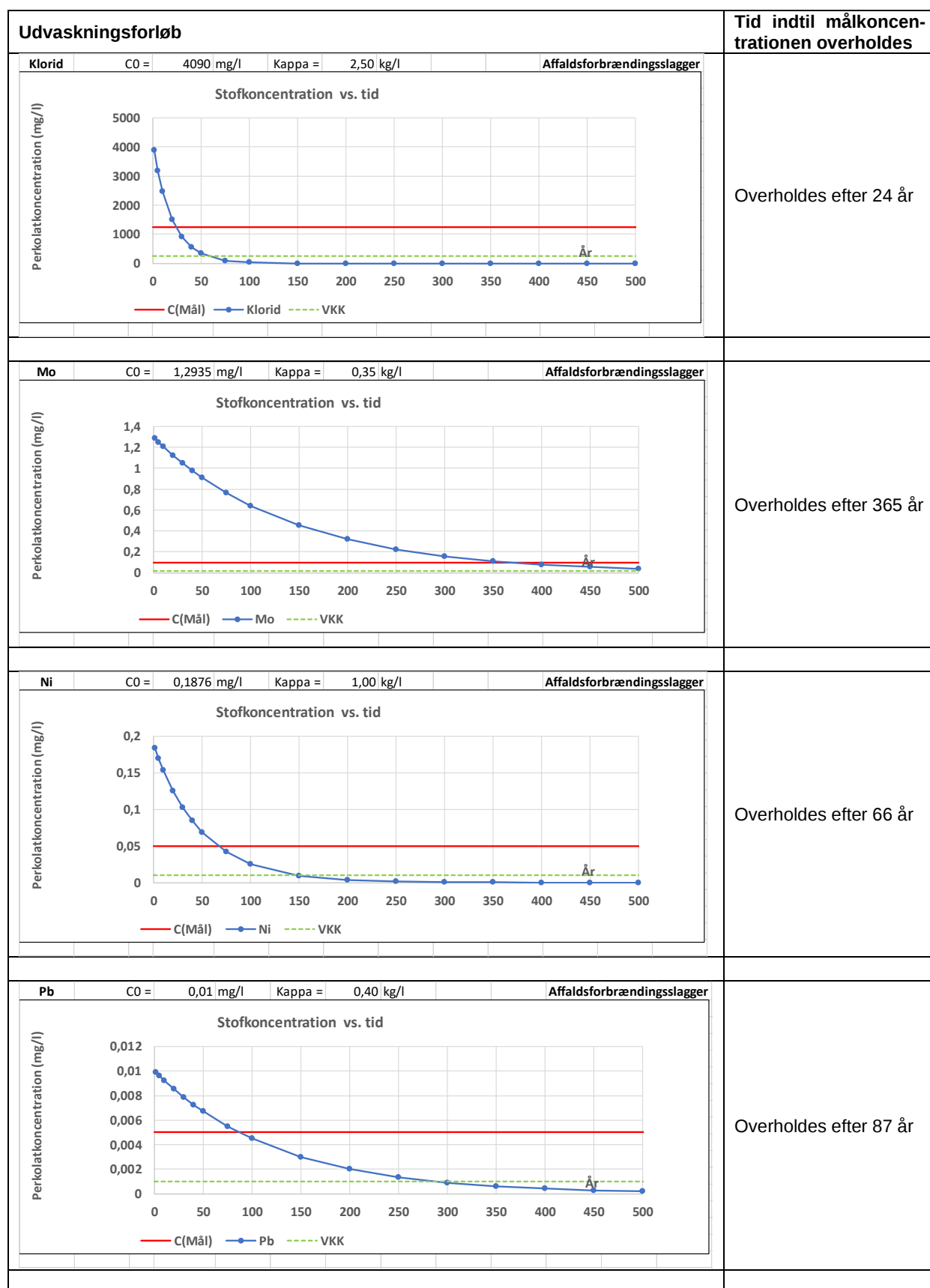
⁷ I denne simple model skelnes der ikke mellem opfyldnings- og efterbehandlingsperioderne – der regnes fra start på en helt opfyldt deponeringsenhed.

Udvaskningsforløb					Tid indtil målkonzentrationen overholdes
As	C0 = 0,31235 mg/l	Kappa = 0,40 kg/l		Affaldsforbrændingsslagger	Overholdes efter 250 år
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkonzentration (mg/l) 0,35 0,3 0,25 0,2 0,15 0,1 0,05 0 0 50 100 150 200 250 300 350 400 450 500 — C(Mål) — As - - - VKK					
Ba	C0 = 0,14 mg/l	Kappa = 0,20 kg/l		Affaldsforbrændingsslagger	Overholdes fra start
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkonzentration (mg/l) 4 3 2 1 0 0 50 100 150 200 250 300 350 400 450 500 — C(Mål) — Ba - - - VKK					
Cd	C0 = 0,00294 mg/l	Kappa = 0,50 kg/l		Affaldsforbrændingsslagger	Overholdes efter 15 år
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkonzentration (mg/l) 0,0035 0,003 0,0025 0,002 0,0015 0,001 0,0005 0 0 50 100 150 200 250 300 350 400 450 500 — C(Mål) — Cd - - - VKK					
Cr	C0 = 0,0416 mg/l	Kappa = 0,25 kg/l		Affaldsforbrændingsslagger	Overholdes fra start
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkonzentration (mg/l) 0,14 0,12 0,1 0,08 0,06 0,04 0,02 0 0 50 100 150 200 250 300 350 400 450 500 — C(Mål) — Cr - - - VKK					

Figur 5.13 Udvaskningsforløb for affaldsforbrændingsslagger under udgangsbetingelser for deponeringsenheden.



Figur 5.14 Udvaskningsforløb for affaldsforbrændingsslagger under udgangsbetingelser for deponeringsenheden.



Figur 5.15 Udvaskningsforløb for affaldsforbrændingsslagger under udgangsbetingelser for deponeringsenheden.

Udvaskningsforløb					Tid indtil målkonzentrationen overholdes
Sb	C0 = 0,07046 mg/l	Kappa = 0,20 kg/l	Affaldsforbrændingsslagger		Overholdes efter 575 år
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkoncentration (mg/l) År C(Mål) Sb VKK					
Se	C0 = 0,012015 mg/l	Kappa = 0,80 kg/l	Affaldsforbrændingsslagger		Overholdes fra start
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkoncentration (mg/l) År C(Mål) Se VKK					
Sulfat	C0 = 2174 mg/l	Kappa = 0,90 kg/l	Affaldsforbrændingsslagger		Overholdes efter 31 år
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkoncentration (mg/l) År C(Mål) Sulfat VKK					
Zn	C0 = 0,030123 mg/l	Kappa = 1,00 kg/l	Affaldsforbrændingsslagger		Overholdes fra start
Stofkoncentration vs. tid Perkolatkoncentration (mg/l) År C(Mål) Zn VKK					

Figur 5.16 Udvaskningsforløb for affaldsforbrændingsslagger under udgangsbetingelser for deponeringsenheden.

Af de ovenstående figurer fremgår det, at de under Tabel 5.12 beskrevne udgangsbetingelser forventes udvaskningen af Ba, Cr, Cu, fluorid, Se og Zn fra affaldsforbrændingsslagger at være lavere end de respektive målkoncentrationer fra deponeringens start. For kromudvaskningen bemærkes den store forskel til knust beton og tegl, hvor det under samme omstændigheder estimeredes at ville tage 200 år at nå målkoncentrationen. Da de to materialer har nogenlunde samme kappaværdier (0,26 og 0,25 kg/l), skyldes forskellen udelukkende forskellige værdier af C_0 (0,37 mg/l og 0,042 mg/l). Det er derfor som tidligere nævnt vigtigt, at værdien af C_0 (og selvfølgelig også κ) er så retvisende som muligt.

For Cd, DOC, klorid, Ni, Pb og sulfat viser estimerterne, at det under udgangsbetingelserne vil tage mindre end 100 år at nå målkoncentrationerne. Her kan det ligge inden for mulighedernes grænse at nå målkoncentrationerne på mindre end 25 år ved for eksempel at reducere deponeringshøjden og forøge infiltration af nedbør (og eventuelt tilsat vand/recirkuleret perkolat). Det kan det derimod næppe for As, Hg, Mo og Sb, hvor estimerterne angiver, at det vil tage mellem 250 og 820 år at nå målkoncentrationen. Dette viser blot, at bl.a. disse fire stoffer vil kræve særlig opmærksomhed, hvis man planlægger at deponere affaldsforbrændingsslagger (det giver ikke mening at regne på kildestyrken over så lang tid). I stedet kunne det overvejes at underkaste slaggerne en forbehandling. Hvis man gør det, vil man dog nok hellere (som man allerede gør) nyttiggøre end deponere slaggerne.

Begrænsninger og muligheder

Det skal bemærkes, at der er stor usikkerhed på de estimer, som kan opnås ved hjælp af det simple beregningsværktøj. Det skyldes bl.a. at selve beregningsmetoden bygger på en delvis empirisk tilnærmelse til de mekanismer, som styrer og påvirker stofudvaskningen, og at der er mangel på affaldsspecifikke og verificerede bestemmelser af C_0 og κ for relevante affaldstyper. Resultaterne skal derfor blot opfattes som indikationer af, hvilke materialer, stoffer og forhold, som kan kræve særlig opmærksomhed og håndtering/behandling i forbindelse med planlægning og gennemførelse af specifikke deponeringsstrategier. Det skal også huskes, at der i de ovenfor viste eksempler allerede er indregnet en forventet attenueringsfaktor ved den videre transport fra deponeringsenheden til receptoren på 0,2 ved fastsættelse af målkoncentrationerne. Ved stedspecifikke vurderinger af påvirkningen af en receptor bør denne erstattes med stedspecifikke attenueringsfaktorer for de forskellige stoffer. Hvis der ønskes mere præcise bestemmelser af kildestyrke og potentiel påvirkning af grundvand og overfladevand fra en deponeringsenhed, bør man anvende de værktøjer og metoder, der er udviklet under Risikovurderingsprojektet.

Det her præsenterede simple beregningsværktøj vil primært kunne anvendes til undersøgelse og sammenligning af kvalitative effekter af forskellige tiltag vedrørende design og drift af deponeringsenheder og effekt af og behov for behandling af fortrinsvis mineralske affaldstyper. Stofudvaskningen er blot et aspekt blandt en række andre, som kan indgå i udvikling og planlægning af (bæredygtige) deponeringsstrategier.

6 Positivlister og deponeringsstrategi

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).

Med henblik på en indledende diskussion af nogle af disse forhold, har vi i det følgende (Tabel 6.1 og Tabel 6.2) foretaget en sammenligning af positivlisterne for enhederne for blandet og mineralsk affald for de fem deltagende affaldsselskaber. Der er taget udgangspunkt i EAK-numrene for de forskellige affaldstyper på listerne, og det er så for hver affaldstype markeret, om den er medtaget på de enkelte positivlister. I nogle af listerne (som var gældende i sommeren 2020) er der anført uddybende kommentarer, men disse er af pladshensyn ikke medtaget her.

Tabel 6.1 Positivlister for enheder for blandet affald hos Audebo, RenoNord, Odense, Reno Djurs og AV Miljø. "1" angiver, at det pågældende EAK-nummer er på listen.

Positivlister for enheder for blandet affald				EAK	Affalds- beskrivelse	Aude -bo	Reno Nord	Oden- se	Reno Djurs	AV MILJØ
01	Affald fra efterforskning, minedrift, brydning og fysisk og kemisk behandling af mineraler	05	Boremudder og andet boreaffald	010504	Ferksvands-boremudder og -boreaffald					1
				010507	Boremudder og -affald indeh. baryt					1
				010508	Boremudder og -affald indeh. klorid					1
				010599	Andet affald, ikke andetsteds specificeret					1
02	Gartneri, landbrug mv.	01	Landbrug mv.	020104	Plastaffald (undtagen emballage), bl.a. roekuleplast, der ikke kan genanvendes	1	1			1
		07	Produktion af drikke	020702	Affald fra spritdestillation - sand og slam, der ikke kan genanvendes		1			
03	Forarbejdning af træ og papir	02	Affald fra træbeskyttelse	030299	Træbeskyttelsesmidler, emballage, udhærdet 2-komponentlim, lak/lim		1			
04	Læder, pels og tekstil	02	Affald fra tekstilindustrien	040222	Affald fra forarbejdede tekstilfibre, brandhæmmende firber-		1			

Positivlister for enheder for blandet affald				EAK	Affalds- beskrivelse	Aude- bo	Reno Nord	Oden- se	Reno Djurs	AV MILJØ
					materialer					
07	Affald fra organisk-kemiske processer	01	Fremstilling af primære organiske forbindelser	070199	Andet affald, ikke andetsteds specificeret				1	
		02	Plast, synt. gummi, kunstfibre	070213	Plastaffald, f.eks. kulfiber-armerede vinylesterprofiler uden brandhæmmere			1		1
08	Maling, lak, fugemasse, keramisk emalje, trykfarver	04	Klæbestoffer og fugemasse	080410	Klæbestof- og fugemasseaffald, ikke 080409	1				
10	Affald fra termiske processer	01	Kraftværker og andre forbrændingsanlæg -19	100103	Flyveaske fra tør og ubehandlet træ	1			1	
				100107	Calciumbaseret reaktionsslam fra FGD		1			
				100199	Andet affald, ikke andetsteds specificeret					1
		02	Jern- og stålindustrien	100299	Andet affald, ikke andetsteds specificeret					1
		09	Jernstøberier	100905	Ubenyttede støbekerner og -forme indeholdende farlige stoffer				1	
				100907	Brugte støbekerner og -forme indeholdende farlige stoffer				1	
				100908	Brugte støbekerner og -forme ikke henhørende under 100907				1	1
				100912	Andet partikelformet materiale, bortset fra affald henhørende under 100911					1
				100999	Andet affald, ikke andetsteds specificeret					1
		10	Affald fra metalstøberier	101008	Brugte støbekerner og -forme, ikke 101007					1
				101012	Andet partikelformet materiale, bortset fra affald henhørende under 101011					1
				101099	Andet affald, ikke andet-					1

Positivlister for enheder for blandet affald				EAK	Affalds- beskrivelse	Aude -bo	Reno Nord	Oden- se	Reno Djurs	AV MILJØ
					steds specifi- ceret					
		11	Affald fra fremstilling af glas og glas-produkter	101103	Affaldsglas-baserede fibermaterialer	1				
				101112	Affaldsglas, bortset fra 101111					1
				101114	Slam fra pole-ring og slib-ning af glas					1
		12	Affald fra fremstilling af keramik, mursten, tegl og byggema-terialer (efter termisk be-handling)	101201	Affald af råva-reblandinger før termisk beh.	1				
				101203	Partikelformet materiale og støv	1				
				101208	Affald fra keramikvarer, mursten, tegl og byggemate-rialer efter termisk be-handling					1
				101212	Glaseringsaf-fald, ikke 101211					1
				101213	Slam fra spil-devandsrens-ning på prod.sted	1				
12	Affald fra formning, tildannelse samt fysisk og mekanisk overfladebear-bejdning af metal og plast	01	Affald fra formning, tildannelse samt fysisk og mekanisk overfladebe-arbejdning af metal og plast	120105	Plastspåner				1	1
				120115	Slam fra spån-tagende pro-cesser, ikke 120114		1			
				120116	Affald fra sandblæsning indeh. farlige stoffer				1	
				120117	Affald fra sandblæsning, ikke 120116	1	1		1	1
				120121	Brugte slibe-emner og -materialer, ikke 120120		1			1
				120199	Andet affald, ikke andet-steds specifi-ceret		1			
15	Emballage, absorp-tionsmidler, filtermaterialer, ias	01	Emballageaf-fald, inkl. fra husholdninger	150102	Plas-temballage					1
				150105	Kompositem-ballage			1		
		02	Absorp-tionsmidler, filtermat., klude, dragter	150203	Adsorptions-midler, filter-materiale inkl. oliefiltre, aftør-ringsklude, beskyttelses-dragter, ikke 150202	1				
16	Affald ikke specificeret andetsteds i listen	01	Udtjente køretøjer og affald fra ophug	160119	Plast	1				1
				160199	Andet affald, ikke andet-steds specifi-ceret			1		

Positivlister for enheder for blandet affald				EAK	Affalds- beskrivelse	Aude -bo	Reno Nord	Oden- se	Reno Djurs	AV MILJØ
		02	Aff. fra elek- trisk og elek- tronisk udstyr	160216	Dele fjernet fra kasseret udstyr, ikke 160215			1		
		03	Fejlprodukter	160304	Uorganisk affald, ikke 160303	1				
		06	Batterier og akkumulatorer	160604	Alkaliske batterier, ikke 160603		1		1	
				160605	Andre batterier og akkumula- torer		1		1	
		11	Affald fra foringer og ildfaste mate- rialer	161102	Kulstofbasere- de foringer og ildfaste mate- rialer fra me- tallurgiske processer, ikke 161101		1			
				161106	Foringer og ildfaste mate- rialer fra ikke- metallurgiske processer, ikke 161105		1			
17	Bygnings- og nedrivningsaf- fald, herunder opgravet jord fra forurenede grunde	01	Beton, mur- sten, tegl og keramik	170107	Blandinger af beton, mur- sten, tegl og keramik, ikke 170106					1
		02	Træ, glas og plast	170203	Plast	1	1	1		1
				170204	Glas, plas og træ, som indeholder farl. stoffer				1	
		03	Bitumenholdi- ge blandinger, kultjære og tjæreholdige produkter	170302	Bitumenholdi- ge blandinger, ikke 170301		1			1
		05	Jord, herunder fra forurenede grunde, sten og klapmateri- aler	170503	Jord og sten indeholdende farlige stoffer				1	
				170504	Jord og sten, ikke 170503	1	1	1	1	1
				170508	Ballast fra banespor, ikke 170507		1			1
		06	Isolationsma- teriale og asbestholdige byggemate- rialer	170601	Isolationsma- teriale indeholdende asbest		1			
				170604	Isolationsma- teriale, ikke 170601 og 170603					1
				170605	Asbestholdige byggemate- rialer			1		1
				170606	Asbestholdige byggemate- rialer, støvende		1			
		09	Andet bygnings- og nedrivningsaf- fald	170902	B&N-affald indeholdende PCB		1			1
				170904	Blandet B&N- affald, ikke 170901,	1	1	1		1

Positivlister for enheder for blandet affald				EAK	Affalds- beskrivelse	Aude -bo	Reno Nord	Oden- se	Reno Djurs	AV MILJØ
					170902, 170903					
19	Affald fra affaldsbehandlingsanlæg, spildevandsrensningsanlæg uden for produktionsstedet samt fra fremstilling af drikkevand eller vand til industrielt brug	01	Affald fra forbrænding eller pyrolyse af affald	190102	Jernholdigt materiale fjernet fra bundaske					1
				190112	Bundaske og slagger, bortset fra 190111			1		
				190199	Andet affald, ikke andetsteds specificeret					1
		02	Aff. fra fysisk/kemisk behandling af affald	190203	Forblandet affald, som udelukkende består af ikke-farligt affald				1	
		05	Affald fra aerob behandling af fast affald	190501	Ikke-komposteret fraktion af husholdningsaffald og lignende affald				1	
				190502	Ikke-kompostereet fraktion af animalsk og vegetabilsk affald			1	1	
				190503	Kompost, der ikke overholder specifikationer			1	1	
		06	Affald fra anaerob behandling af fast affald	190604	Fermentat fra anaerob behandling af husholdningsaffald og lign. fra handel, industr., institut.				1	
				190606	Fermentat fra anaerob behandling af animalsk og vegetabilsk affald				1	
		08	Affald fra spildevandsrensningsanlæg, ikke andetsteds specificeret	190801	Ristegods	1	1	1	1	1
				190802	Affald fra sandfang	1	1	1		1
				190805	Slam fra behandling af byspildevand	1	1		1	1
				190812	Slam fra biologisk behandling af industri-spildevand, ikke 190811	1				
				190814	Slam fra anden behandling af industri-spildevand, ikke 190813	1	1		1	
				190899	Andet affald, ikke andetsteds specificeret					1

Positivlister for enheder for blandet affald				EAK	Affalds- beskrivelse	Aude- bo	Reno Nord	Oden- se	Reno Djurs	AV MILJØ
		09	Affald fra fremstilling af drikkevand eller vand til industrielt brug	190901	Fast affald fra primær filtrering eller behandling på rist				1	1
				190902	Slam fra klaring af drikkevand		1		1	
				190903	Slam fra karbonatfjernelse				1	
				190904	Brugt aktivt kul				1	
				190905	Mættede eller brugte ionbytterharpikser				1	
				190906	Opløsninger og slam fra regenerering af ionbyttere				1	
				190999	Andet affald, ikke andetsteds specificeret				1	1
		10	Affald fra fragmentering af metalholdigt affald	191001	Jern- og stålaffald		1			
				191002	Ikke-jernmetal		1			
				191006	Andre fraktioner, ikke 191005		1			
		12	Affald fra mekanisk behandling af affald, ikke ellers specificeret	191204	Plast og gummi	1			1	
				191212	Andet affald, herunder blandinger, fra mekanisk behandling af affald, ikke 191211	1	1			1
		13	Affald fra rensning af jord og grundvand	191302	Fast affald fra rensning af jord, ikke 191301		1			
20	Husholdningsaffald og lignende handels-, industri- og institutionsaffald, herunder separat indsamlede fraktioner	01	Separat indsamlede fraktioner, undtagen 1501 (emballage)	200138	Træ, bortset fra 200137			1		
				200139	Plast	1	1		1	
				200199	Andre fraktioner, ikke andetsteds specificeret					1
		02	Have- og parkaffald	200202	Jord og sten	1	1	1		
				200203	Andet ikke-bionedbrydeligt affald	1	1			
		03	Andet husholdningsaffald og lignende handels-, industri- og institutionsaffald	200301	Blandet husholdningsaffald og lignende affald (dagrenovation og dagrenovationslignende aff.)	1	1	1		
				200303	Affald fra gadefejning	1	1	1	1	1
				200306	Affald fra rensning af kloakker					1
				200307	Storskrald		1			

Positivlister for enheder for blandet affald				EAK	Affalds- beskrivelse	Aude- bo	Reno Nord	Oden- se	Reno Djurs	AV MILJØ
				200399	Husholdnings- affald og lignende handels-, industri- og institutionsaf- fald ikke an- detsteds specificeret	1				1
Totalt antal affaldstyper						27	37	17	32	45

Tabel 6.2 Positivlister for enheder for mineralsk affald hos Audebo, RenoNord, Odense og Reno Djurs. Der findes ikke enheder for mineralsk affald på AV Miljø. "1" angiver, at det pågældende EAK-nummer er på listen.

Positivlister for enheder for mineralsk affald				EAK	Affaldsbeskrivelse	Aude- bo	Reno Nord	Oden- se	Reno Djurs
01	Affald fra efter- forskning, mine- drift, brydning og fysisk og kemisk behandling af mineraler	04	Affald fra fysisk og kemisk bear- bejdning af ikke- metalholdige mineraler	010413	Affald fra hugning og savning af sten, bortset fra 010407			1	
		05	Boremudder og andet boreaffald	010504	Ferksvands- boremudder og - boreaffald		1		
				010509	Nummer eksisterer ikke - pulver			1	
				010599	Andet affald, ikke andetsteds speci- ficeret			1	
02		04	Affald fra suk- kerfremstilling	020401	Jord fra rengøring og vask af roer				1
06	Affald fra uorga- nisk-kemiske processer	03	Affald fra frem- stilling osv. af salte og opløs- ninger heraf	060314	Salt i fast form og opløsninger heraf, dog ikke 060311 og 060313		1		1
		08	Affald fra frem- stilling, formulering, distribution af Si og Si- derivater	060899	Andet affald, ikke andetsteds speci- ficeret, adsorptions- materiale fra fremst. af gasser			1	1
10	Affald fra termiske processer	01	Kraftværker og andre forbrænd- ingsanlæg – med undtagelse af 19	100101	Bundaske, slagge, kedelstøv - ikke 100104	1	1	1	1
				100102	Flyveaske fra kul	1			1
				100103	Flyveaske fra tørv og ubehandlet træ	1	1		1
				100105	Calciumbaseret reaktionsaffald i fast form fra FGD		1	1	
				100107	Calciumbaseret reaktionsslam fra FGD			1	
				100115	Bundaske, slagge, kedelstøv fra kombi- n. forbr.	1	1		
				100117	Flyveaske fra kombi- neret forbrænding		1	1	
				100119	Affald fra røggas- rensning, ikke 100105, 100107 og 100118		1		
				100199	Andet affald, ikke andetsteds speci- ficeret				1

Positivlister for enheder for mineralsk affald				EAK	Affaldsbeskrivelse	Audebo	Reno Nord	Odense	Reno Djurs
					ceret				
		02	Jern- og stålindustrien	100201	Affald fra slaggebehandling				1
				100202	Ubehandlet slagge				1
				100299	Andet affald, ikke andetsteds specificeret				1
		03	Affald fra termisk baserede aluminiumsværker	100302	Anodeaffald				1
				100305	Aluminiumoxidaffald				1
				100320	Støv fra røg-gasrensning, ikke 100319				1
				100322	Andet partikelformet materiale og støv, ikke 100321				1
				100399	Andet affald, ikke andetsteds specificeret				1
		04	Affald fra termisk baserede blyværker	100499	Andet affald, ikke andetsteds specificeret				1
		05	Affald fra termisk baserede zinkværker	100599	Andet affald, ikke andetsteds specificeret				1
		06	Affald fra termisk baserede kobberværker	100601	Slagge fra primær og sekundær forarbejdning				1
				100602	Slagge og afskummet materiale fra p og s				1
				100604	Andet partikelformet materiale og støv				1
				100699	Andet affald, ikke andetsteds specificeret				1
		07	Affald fra termisk baserede sølv-, guld- og platinværker	100701	Slagge fra primær og sekundær forarbejdning				1
				100702	Slagge og afskummet materiale fra p og s				1
				100703	Fast affald fra røg-gasrensning				1
				100704	Andet partikelformet materiale og støv				1
				100799	Andet affald, ikke andetsteds specificeret				1
		08	Affald fra andre termisk baserede ikke jernmetallværker	100804	Partikelformet materiale og støv				1
				100809	Andre slagge				1
				100811	Slagge og afskummet materiale, ikke 100810				1
				100816	Støv fra røg-gasrensning, ikke 100815				1
				100818	Slam og filterkager fra røggasrensning, ikke 100817				1
				100899	Andet affald, ikke andetsteds specificeret				1
		09	Jernstøberier	100903	Ovnslagge				1

Positivlister for enheder for mineralsk affald				EAK	Affaldsbeskrivelse	Audebo	Reno Nord	Odense	Reno Djurs
				100908	Brugte støbekerner og -forme ikke henhørende under 100907			1	
		10	Metalstøberi	101003	Ovnslagge				1
				101008	Brugte støbekerner og -forme, ikke 101007				
				101012	Andet partikelformet materiale, bortset fra affald henhørende under 101011	1	1		
		11	Affald fra fremstilling af glas og glasprodukter	101105	Partikelformet materiale og støv	1			1
				101110	Affald af råvareblandinger før termisk beh.	1			1
				101114	Slam fra polering og slibning af glas	1			
				101116	Fast affald fra røggasrensning	1			1
				101118	Slam og filterkager fra røggasrensning	1			
		12	Affald fra fremstilling af keramikvarer, mursten, tegl og byggematerialer	101203	Partikelformet materiale og støv				1
				101206	Kasserede forme				1
				101210	Fast affald fra røggasrensning, ikke 101209				1
		13	Affald fra fremstilling af cement, kalk, mørtel og produkter baseret herpå	101301	Affald af råvareblandinger før termisk beh.		1		
				101304	Affald fra brænding og læskning af kalk				1
				101306	Partikelformet materiale og støv, ikke 101312 og 101313				1
				101311	Affald fra cementbaserede kompositmaterialer, bortset fra 101309 og 101310		1		
				101314	Betonaffald og betonslam		1		
12	Affald fra formning, tildannelse samt fysisk og mekanisk overfladebearbejdning af metal og plast	01	Affald fra formning, tildannelse samt fysisk og mekanisk overfladebearbejdning af metal og plast	120101	Filspåner og drejerspåner af jern				1
				120102	Metalstølstøv og partikler af jern				1
				120103	Filspåner og drejerspåner af ikke-jernmetal				1
				120104	Metalstøv og -partikler, ikke jern (zinkstøv) OBS			1	1
				120113	Affald fra svejsning			1	1
				120117	Affald fra sandblæsning, ikke 120116	1		1	
				120121	Brugte slibeemner og -materialer, ikke 120120		1	1	
15	Emballage, absorptionsmidler, filtermaterialer	01	Emballageaffald, inkl. fra husholdninger	150104	Metalemballage				1
16	Affald, ikke specificeret andetsteds	11	Affald fra foringer og ildfaste materialer	161102	Kulstofbaserede foringer og ildfaste materialer fra metal-				1

Positivlister for enheder for mineralsk affald				EAK	Affaldsbeskrivelse	Audebo	Reno Nord	Odense	Reno Djurs
					lurgiske processer, ikke 161101				
				161104	Andre foringer og ildfaste materialer fra metallurgiske processer, ikke 161103				1
				161106	Foringer og ildfaste materialer fra ikke-metallurgiske processer, ikke 161105				1
17	Bygnings- og nedrivningsaffald, herunder opgravet jord fra forurenede grunde	01	Beton, mursten, tegl og keramik	120101	Beton			1	
				12010	Mursten			1	
				120103	Tegl og keramik			1	
				170107	Blandinger af beton, mursten, tegl og keramik, ikke 170106	1		1	
		02	Træ, glas og plast	170202	Glas		1	1	1
		05	Jord, herunder fra forurenede grunde, sten og klapmaterialer	170503	Jord og sten indeholdende farlige stoffer				
				170504	Jord og sten, ikke 170503	1	1	1	
				170506	Klapmateriale, ikke 170505			1	
				170508	Ballast fra banespor, ikke 170507		1		
		06	Isolationsmateriale og asbestholdige byggematerialer	170601	Isolationsmateriale indeholdende asbest	1		1	
				170604	Isolationsmateriale, ikke 170601 og 170603	1	1	1	1
				170605	Asbestholdige byggematerialer	1		1	1
				170606	Asbestholdige byggematerialer, støvende	1		1	
		08	Gipsbaserede byggematerialer	170802	Gipsbaserede byggematerialer	1	1	1	1
		09	Andet bygnings- og nedrivningsaffald	170902	B&N-affald indeholdende PCB				
				170904	Blandet B&N-affald, ikke 170901, 170902, 170903	1	1	1	
19	Affald fra affaldsbehandlingsanlæg, spildevandsrensningsanlæg uden for produktionsstedet samt fra fremstilling af drikkevand eller vand til industrielt brug	01	Affald fra forbrænding eller pyrolyse af affald	190102	Jernholdigt materiale fjernet fra bundaske				1
				190112	Bundaske og slagge, bortset fra 190111		1		1
				190114	Flyvaske, bortset fra 190113		1		1
				190199	Andet affald, ikke andetsteds specificeret		1		
		04	Forglasset affald og affald fra forglasning	190401	Forglasset affald				1
		09	Affald fra fremstilling af drikkevand eller vand til industrielt brug	190901	Fast affald fra primær filtrering eller behandling på rist			1	
				190999	Andet affald, ikke andetsteds specificeret	1			

Positivlister for enheder for mineralsk affald				EAK	Affaldsbeskrivelse	Audebo	Reno Nord	Odense	Reno Djurs
				191209	Mineraler (sand/sten)	1			
20	Husholdningsaffald og lignende handels-, industri- og institutionsaffald, herunder separat indsamlede fraktioner	01	Separat indsamlede fraktioner, undtagen 1501 (emballage)	200102	Glas			1	
		02	Have- og parkaffald	200202	Jord og sten			1	
				200203	Andet ikke-bionedbrydeligt have- og parkaffald	1		1	
		03	Andet husholdningsaffald og lignende handels-, industri- og institutionsaffald	200303	Affald fra gadefejning			1	
				200307	Storskrald			1	
				200399	Husholdningsaffald og lignende handels-, industri- og institutionsaffald ikke andetsteds specificeret		1	1	
Totalt antal affaldstyper						22	23	33	59

Det foreslås, at de ovenstående positivlister danner grundlag for et web-møde med en diskussion mellem Argo, AV Miljø, Odense Renovation, Reno Djurs og DanWS af en mulig fremtidig revision og koordination listerne og deres mulige rolle i udarbejdelse og implementering af (mere) bæredygtig håndtering og deponering af blandet (og mineralsk) affald. Man kunne også diskutere i hvilket omfang den nuværende opdeling mellem enheder for blandet affald og enheder for mineralsk affald stadig afspejler virkelighed og behov.

7 Referencer

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.

Anderson, M.T., Hjelm, O., Hyks, J., Klem, S. (2011): Landfill Aftercare. Shredder waste and mixed waste. Final report to AV Miljø.

Brundtland-Commission (1987): Our Common Future. Report by the World Commission on Environment and Development to the United Nations. Published by Oxford University Press.

Dakofa (1985): Grundvandskontrol ved kontrollerede affaldsdeponier. Skrift nr. 1. Rapport udarbejdet af en arbejdsgruppe bestående af Thomas H. Christensen, Peter Kjeldsen, Steen Christensen, Ole Hjelm, Jes la Cour Jansen, Claus Kirkegaard, Bjarne Madsen, Nils Olsen, Jens Chr. Refsgaard og Jens Kjems Toudal. Udgivet af Polyteknisk Forlag, Lyngby.

Dijkstra, J. (2016): Personlig kommunikation med Joris Dijkstra, Energy Research Centre of the Netherlands/TNO.

Hansen, J.B. & Hjelm, O. (2011): Deponering af affald. Prøvetagning og testning. Teknisk Notat til Miljøstyrelsen fra DHI.

Heimovaara, T., Cossu, R., van der Sloot, H. (2014): State of the art and perspectives for sustainable landfills. In: Sustainable Landfilling, "Edited" by Cossu, R. & van der Sloot, H., CISA publisher, Padova, Italy.

Hjelm, O. (1996): Disposal strategies for municipal solid waste incinerator residues, Journal of Hazardous Materials 47 (1996), pp. 345-368.

Hjelm, O., Holm, J., Hansen, J.G., Dahlstrøm, K. (2005): The European criteria for acceptance of waste at landfills: Implementation of Council Decision 2003/33/EC in Denmark. In: Proceedings of the 10th International Waste Management and Landfill Symposium, October 3-7, Cagliari, Sardinia, Italy, 2005.

Hjelm, O., Holm, J., Asmussen, O.W., Klem, S. (2006): Demonstrationsanlæg for slaggeanvendelse, Del 2: Bilag. Rapport til DAFONET.

Hjelm, O., Christiansen, O.V., Sørensen, M., Nejrup, J., Nedenskov, J., Jensen, J.K. (2010): Lysimeterforsøg med jord og affald: Anlæg, opstart og affaldskaraktisering. Rapport til Kalvebod Miljøcenter (KMC) og AV Miljø.

Johannesen, L.M., Hjelm, 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.

Hjelm, O., Hansen, E.Aa. (2019): Demonstrationsanlæg for slaggeanvendelse. Status for 2018. Rapport til DAFONET.

Miljøstyrelsen (1974): Vejledning for kontrollerede lossepladser. Placering, indretning og drift. Vejledning fra Miljøstyrelsen, Nr. 1, 1974.

Miljøstyrelsen (1982): Vejledning i affaldsdeponering. Vejledning fra Miljøstyrelsen, Nr. 4, 1982.

Miljøstyrelsen (1997): Vejledning fra Miljøstyrelsen, Nr. 9, 1997, Affaldsdeponering. Miljø- og Energi ministeriet.

Miljøstyrelsen (2009): Håndtering af lettere forurenede jord. Konsekvensvurdering. Miljøprojekt nr. 1287, Miljøministeriet.

Miljøstyrelsen (2015a): Afslutning af efterbehandlingen på deponeringsanlæg, Miljøprojekt nr. 1726, Miljøministeriet.

Miljøstyrelsen (2015b): Spredning af problematiske stoffer ved materialenyttiggørelse af asfalt til vejbygningsformål. Miljøprojekt nr. 1731, Miljø- og Fødevareministeriet.

Miljøstyrelsen (2017): Vejledende udtalelse fra Miljøstyrelsen vedr. håndtering af imprægneret træaffald. Miljøministeriet, 27. juni 2017.

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 (2018c): Forekomst og udvaskning af problematiske stoffer i knust beton og tegl. Miljøprojekt nr. 1991. Miljø- og Fødevareministeriet.

Miljøstyrelsen (2018d): Modellering og udvaskning af problematiske stoffer fra beton og tegl. Miljøprojekt nr. 2055. Miljø- og Fødevareministeriet.

Miljøstyrelsen (2018e): Fra affald til miljørigtig råvare: Møllevinger kan genbruges i ny glasfiberproduktion. Miljøprojekt nr. 2029. Miljø- og Fødevareministeriet.

Oberender, A., Hjelm, O., Klem, S., Jensen, J.K. (2014): Lysimeterudvaskningsforsøg med affald. Februar 2014. Resultater. Rapport til AV Miljø.

Bilag 1: Fotos af udsorterede affaldsfraktioner

Læs af blandet affald før sortering



OR1



OR1



RD2



RD4



RN1



RN3

Bygge- og nedrivningsaffald (13 %)



AR1



AR2



AR2



AV1



RN3



AV2



AV2



OR1



OR1



OR2



OR2



RN3



RD2



RD2



RD4



RD4



RN1



RN3

Mineraluld (6,2 %)



AR1



AR2



AV1



AV2



AV2



OR1



OR2



OR2



RN1



RN3

Gipsaffald (5,6 %) (deponering af gips på enheder for blandet affald er ikke tilladt)



Andet brændbart (3,8 %)



Rent træ (4,6 %)



AR1



AR2



AV1



OR2



RD2



RD2



RD4



RN1

51 % - øvrige læs 1,4 %

Rene mursten (5,3 % - i 3/14 læs)



AR1



AV2



OR2



RN3

Blød plast, ikke PVC (1,6 %)



AR1



AV2



OR2



OR2



RD2



RD4



RN1



RD2

Hård plast, ikke PVC (0,3 %)



AR1



AR2



AR2



AV2



RN3



AV2



AV2



OR1



RD2



RN3



RD2



RD4



RN1



RN1

Blød plast, PVC (3,0 %)



Hård plast, PVC (0,58 %)



Restfraktionen/finstof (47 %)

		
AR1	AR2	AV1
		
OR1	OR2	RD2
		
RD4	RN3	

Bilag 2: Beskrivelse af udvalgte affaldsfraktioner

I forbindelse med kortlægningen af det affald, der tilføres deponeringsanlæggene med henblik på deponering som blandet (og i nogle tilfælde som mineralsk) affald, og gennemførelsen af sorteringsforsøgene er der identificeret en række affaldstyper, som det er fundet hensigtsmæssigt at omtale særskilt nedenfor med henblik på eventuelle yderligere vurderinger.

Større affaldsfraktioner (udgør hver > 1 % af den samlede mængde sorteret affald)

- **Restfraktionen (finfraktionen)** er langt den største enkeltfraktion i affald, som tilføres deponeringsanlæggene med henblik på deponering på enheder for blandet affald. Den udgør i gennemsnit omkring 47 % af et affaldslæs. Den består af små partikler og stykker (ca. 0 – 20 cm), hvoraf en del sandsynligvis stammer fra de øvrige affaldsfraktioner i det pågældende læs, men oprindelsen kan ikke nødvendigvis identificeres. Andre bestanddele kan være for eksempel være affald, som i sig selv består af mindre partikler, såsom vejopfej, gulvafslib og jord. Finfraktionens kemiske sammensætning og udvaskningsegenskaber har ikke været kendt, og det vil ud fra både en strategisk og en praktisk synsvinkel være vanskeligt at adskille/udsortere den i underfraktioner (fraktionen er jo netop blevet til overs i forbindelse med sortering af resten af affaldet i 31 til 39 andre fraktioner). Der er gennemført en udvaskningstest (EN 12457-1) og foretaget nogle vurderinger af 10 af de 14 prøver af restfraktionen, som er udtaget, se Bilag 3. Ved undersøgelsen er der screenet for men ikke fundet asbeststøv i nogen af prøverne.
- **Bygge- og anlægsaffald** (burde retteligt hedde bygge- og nedrivningsaffald) udgjorde med ca. 12 % af den samlede mængde den næststørste fraktion, der kunne udsorteres fra de undersøgte læs af affald, som blev modtaget med henblik på deponering på enheder for blandet affald. Bygge- og anlægsaffald kan indeholde PCB, tungmetaller og asbest, som er brugt i f.eks. fliseklæber. Blandt andet i lyset af Bekendtgørelse nr. 1672 af 15/12-2016 om anvendelse af restprodukter, jord og sorteret bygge- og anlægsaffald, hvor der fastsættes særlige (ikke specielt praktiske) regler for indholdet af PCB i bygge- og anlægsaffald til nyttiggørelse, bør det overvejes, hvordan affald fra genbrugspladser bør håndteres fremadrettet med henblik på såvel nyttiggørelse som deponering. Bygge- og anlægsaffald i form af beton og tegl kan jo faktisk ikke karakteriseres som blandet affald, men er, med mindre totalindholdet af PCB overstiger grænsen for farligt affald på 50 mg/kg, formelt set mineralsk affald, "Rene" mursten, som udgør yderligere 3 % af de udsorterede mængder, bør jo generelt genbruges/genanvendes og ikke placeres på en deponeringsenhed for blandet affald. Der kan dog være tale om mursten fra skorstene, ovne eller brande, som er forurenede og ikke kan genanvendes, men hvis de skal deponeres, bør det vel ske på en enhed for mineralsk affald. Miljøprojekterne 1991/2018 og 2055/2018 (Miljøstyrelsen, 2018c og 2018d) indeholder en række data og informationer om indhold og udvaskning af stoffer fra knust beton og tegl.
- **Mineraluld** udgør med ca. 6 % af den samlede mængde vægtmæssigt den tredjestørste fraktion, der kunne udsorteres fra de undersøgte læs af affald, som blev modtaget med henblik på deponering på enheder for blandet affald. Da mineralulden har en meget lav vægtylde, udgør den volumenmæssigt en meget stor andel af det affald, som deponeres på enheder for blandet affald. Både stenuld (som egentlig burde genanvendes) og glasuld er da også meget synlige på de fleste deponeringsenheder for blandet affald. Da indholdet af total organisk kulstof (TOC) i mineraluld næppe overstiger 5 %, må mineraluld formelt set i henhold til Deponeringsbekendtgørelsen antages være klassificeret som mineralsk eller inert affald. Mineraluld fra før 1997 regnes som farligt affald, mens mineraluld produceret efter 1997 er ikke-farligt affald (EAK 170604). Stenuldsaffald kan genanvendes af Rockwool til fremstilling af ny stenuld. Glasuldsaffald har hidtil ikke kunnet anvendes til fremstilling af ny mineraluld, da der har været ret strenge krav til renheden af dette. Det forlyder dog, at St. Gobain, som fremstiller glasuld, nu er i stand til at modtage glasuldsaffald til dette formål. Uspecificeret mineraluldsaffald har en overgang kunnet anvendes ved fremstilling af LECA-kugler, men den mulighed eksisterer nu ikke mere. I et brev til kommunerne fra 2014 gjorde Miljøstyrelsen opmærksom på, at kommunerne har pligt til at sikre, at husholdningerne har adgang til at udsortere stenuld, og til at sikre, at væsentlige dele

bliver forberedt til genbrug, genanvendt eller anvendt til anden endelig materialenyttiggørelse. I brevet nævnes det desuden, at uanset om stenuld er klassificeret som farligt affald eller som mineralsk affald, kan det deponeres på enheder for mineralsk affald under forudsætning af, at affaldet lever op til kravene for modtagelse af affaldet i deponeringsanlæggets miljøgodkendelse.

- **Gips**, der med ca. 5,3 % udgjorde den fjerdestørste fraktion af det tilførte og udsorterede affald, må nok betegnes som en af de mere betydelige fejltilførsler til deponering på enheder for blandet affald. For det første skal gips som udgangspunkt genanvendes og ikke deponeres (for visse typer gipsaffald, som indeholder fibre, kan dette dog være problematisk), og for det andet må det ikke deponeres på enheder for blandet affald: *"Gipsaffald, der ikke er klassificeret som farligt affald – og efterlever definitionerne på mineralsk affald – må kun optages på en positivliste for deponeringsanlæg eller deponeringsenheder for mineralsk affald [og følgelig kun placeres på sådanne anlæg eller enheder], Hvis gipsaffaldet deponeres sammen med andet mineralsk affald, skal det dokumenteres, at det mineralske affald overholder grænseværdien for DOC i tabel 3,6 [380 mg/kg i eluat fra EN 12457-1 ved L/S = 2 l/kg eller 800 mg/kg ved udvaskning ved L/S = 10 l/kg ved en fastholdt pH-værdi mellem 7,5 og 8,0]."*⁸ Det bemærkes af Tabel 6.2 i rapporten, at Audebo, RenoNord, Odense og Reno Djurs alle har EAK 170802: *Gipsbaserede byggematerialer uden farlige stoffer* på positivlisterne for mineralsk affald, men naturligvis ikke for blandet affald. En af hovedårsagerne til forbuddet mod deponering af gips, der ofte forekommer som hele eller brækkede/knuste vægplader, og som hyppigt tilføres sammen med bygge- og anlægsaffald, i enheder for blandet affald, er, at sulfaten, der udvaskes fra gipsen, ved kontakt med biologisk aktivt perkolat fra bionedbrydeligt affald kan give anledning til dannelse af svovlbrinte, der er en meget giftig og meget ildelugtende gasart, som frigives fra perkolatet ved pH-værdier under ca. 9. Udover de direkte gener kan svovlbrinte- eller sulfidholdigt perkolat ved transport gennem betonrør give anledning til dannelse af svovlsyre over vandspejlet og voldsom korrosion af betonen. Der er nylige eksempler på, at svovlbrintedannelse på deponeringsenheder for blandet affald har givet anledning til store miljø- og arbejdsmiljømæssige problemer (og betydelige ekstraudgifter ved driften). Da placering af gipsaffald på enheder for blandet affald klart er i modstrid med lovgivningen (og både på kortere og længere sigt i modstrid med deponeringsanlæggenes interesser), må det anbefales, at denne praksis hurtigst muligt bringes til ophør, f.eks. gennem øget oplysning og mere effektivt kontrol og tilsyn. Gips fra gipsplader nyttiggøres til fremstilling af nye gipsplader. I denne proces knuses gipspladerne til gipspulver, som kan genanvendes, og der opstår en reststrøm af gipspapir (fra bagklædningen) med et betydeligt indhold af restgips. Gipspapiret anvendes i et vist omfang til dybstrøelse til stalde, men det ville være hensigtsmæssigt, hvis papiret kunne oparbejdes til et mere højværdigt genbrugsprodukt. Deponering af gipsholdigt gipspapir vil efter al sandsynlighed være underkastet de samme restriktioner, som gipsaffald (se ovenfor).
- **Rent træ** udgjorde i sorteringsforsøgene ca. 4,7 % af den samlede affaldsmængde, som blev tilført til de fem deponeringsanlæg i de 14 læs blandet affald. Rent træ (eller indendørs træ, som det også kaldes) kan blandt andet anvendes til fremstilling af spånplader. Denne anvendelse forudsætter, at imprægneret træ (udendørs træ) er sorteret fra. Det forekommer ikke hensigtsmæssigt at deponere hverken rent træ, som ikke kan genanvendes, eller imprægneret træ. Begge burde gå til forbrænding.
- **Blød plast, PVC** udgjorde i sorteringsforsøgene sammen med landbrugsplast ca. 3 % af den samlede mængde affald tilført med henblik på deponering som blandet affald. Materialet forekommer ofte som store presenninglignende stykker, der efter placering i en deponeringsenhed må opfattes som særdeles problematisk i forhold til at sikre en jævn gennemstrømning af nedsvivende nedbør. Noget tilsvarende vil gælde for andre plasttyper, som forekommer som presenninger eller som emballage for andet affald i form af poser/sække. Såfremt disse plasttyper fortsat skal deponeres, kunne det overvejes at sønderdele (shredde) dem forud for deponering.

⁸ Bekendtgørelse nr. 1253 af 21. december 2019 om deponeringsanlæg (Bilag 3, afsnit 6.2).

Mindre affaldsfraktioner (udgør hver < 1 % af den samlede mængde sorteret affald)

- **Natursten (marksten)**, som udgjorde ca. 0,9 % af den samlede, sorterede affaldsmængde tilført deponeringsanlæggene med henblik på deponering på en enhed for blandet affald, samt have- og betonfliser burde ikke deponeres (og slet ikke på et deponeringsanlæg for blandet affald), men burde i stedet kunne frasorteres til genanvendelse eller direkte genbrug.
- **Tagpap**, der udgjorde under 0,5 % af den samlede, sorterede affaldsmængde, blev fundet i 11 ud af 14 læs affald til deponering på enheder for blandet affald. Der er imidlertid mulighed for nyttiggørelse af affaldstagpap i form af udvinding af bitumen til anvendelse i asfaltproduktion. Der synes endvidere at være forskellige meninger i de deltagende deponeringsanlægs hjemkommuner om, hvorvidt tagpap skal karakteriseres som genanvendeligt eller forbrændingsegnet.
- **Udendørs træ, trykimprægneret træ** (< 0,6 % af den sorterede affaldsmængde) er i dag svært at komme af med til forbrænding, f.eks. i Tyskland, bl.a. på grund af stigende kvalitetskrav. Der bør foretages en nærmere analyse af fordele og ulemper ved henholdsvis forbrænding og deponering (eventuelt efter shredning) af denne affaldstype. Miljøstyrelsen har i 2017 udgivet en vejledende udtalelse om håndtering af imprægneret træaffald (Miljøstyrelsen, 2017). Heri vurderer Miljøstyrelsen, at hovedparten af det imprægnerede træ i praksis ikke er egnet til materiale-nyttiggørelse. Herefter diskuteres det, under hvilke omstændigheder og betingelser, forskellige slags imprægneret træaffald (som kan være både farligt og ikke-farligt affald) kan behandles i affaldsforbrændingsanlæg. Det er underforstået, at hvis forbrænding ikke er en mulighed (og affaldet ikke kan eksporteres), skal det deponeres. Den vejledende udtalelse giver ingen vejledning i, hvorledes dette bør ske. Træ og ikke mindst imprægneret træ nedbrydes langsomt efter deponering og kunne måske udnyttes som en slags decelerator for dannelse af methan og kuldi-oxid.
- **Glasfibermateriale** udgjorde under 0,5 % af det udsorterede materiale. Imidlertid blev der (hos Reno-Nord) observeret ankomst af et betydeligt antal læs, som alene indeholdt glasfibermateriale fra vindmøller og vindmølleproduktion. Det må antages, at disse materialer, som ofte består af ganske store enheder, kan være problematiske i forhold til sønderdeling og til negativ påvirkning af vandgennemstrømningen i det deponerede affald. Det kan formentlig også diskuteres, om disse materialer hører hjemme i en deponeringsenhed for blandet affald, eller om de snarere bør betragtes som mineralsk affald. Miljøprojekt nr. 2029/2018 (Miljøstyrelsen, 2018e) konkluderer, at det er teknisk muligt at genanvende glasfiber fra møllevinger som forstærkende fibre i andre produkter, og at man herved vil kunne spare udledning af betydelige mængder kuldi-oxid sammenlignet med fremstilling af nye fibre.

Affaldsfraktioner, som ikke har været direkte omfattet af sorteringsforsøgene

- **Asbestholdige materialer** er ofte sat på positivlisterne for enheder for blandet affald, hvor de så kan være underkaste nogle specifikke forholdsholdsregler omkring emballering og placering. Det skønnes, at kun omkring halvdelen af de tagplader, der modtages som asbestholdige eternitplader, rent faktisk indeholder asbest, og måske kunne håndteres mere hensigtsmæssigt.
- **Sammensatte materialer og kompositmaterialer** som for eksempel bygningselementer fra nedrivning, inventar og møbler samt mere integrerede genstande kan give vanskeligheder både med hensyn til klassificering (herunder tildeling af EAK-koder) og med hensyn til separation i fraktioner/dele, som kan behandles ensartet med hensyn til nyttiggørelse/genanvendelse og/eller deponering.
- **Bioasker** – ofte fra fjernvarmeanlæg - tilføres som regel i separate læs til deponeringsenheder for mineralsk affald uden forudgående behandling. De fleste bioasker er stærkt alkaliske, og fra flere af de deltagende deponeringsanlæg kunne der berettes om tilstopningsproblemer i drænsystemerne (på grund af udfældning af calciumkarbonat ved kontakt mellem perkolatet og atmosfærisk kuldioxid) i drænsystemerne på enheder, hvor der var deponeret bioasker. Tidligere undersøgelser har vist, at nogle af bioaskerne formelt set på grundlag af indholdet af TOC umiddelbart ser ud til at være blandet affald, mens andre ser ud til at være mineralsk affald. Det

betydelige indhold af udvaskelige salte, som både på kort og længere sigt kan komplicere håndteringen af perkolatet, og problemerne med tilstopning betyder, at disse aske egentlig ikke er egnede til deponering, hverken på enheder for mineralsk affald eller på enheder for blandet affald, uden forudgående behandling. Det er i øvrigt heller ikke tilladt ifølge Deponeringsbekendtgørelsen, hvor der Bilag 3, afsnit 1 står: *"Der må ikke deponeres affald, som ikke har været underkastet forbehandling, herunder sortering med mindre en behandling ikke vil nedbringe mængden af affaldet eller farerne for menneskers sundhed eller miljøet."* Den nuværende praksis kan ikke siges at opfylde dette krav, og bioaske er oplagte kandidater til udvikling af bedre håndterings- og deponeringsmetoder.

Bilag 3: Undersøgelser af restfraktionen fra sorteringsforsøgene

Udtagning af prøver

Stikprøver af restfraktionerne blev efter gennemførelsen af sorteringsforsøgene udtaget fra hver af de 14 restbunker af DanWS. Der blev fra 8-10 forskellige steder i hver bunke udtaget små skovlfulde (i alt 1-10 kg) materiale, som blev blandet og emballeret lufttæt i plastspande og hjemtaget. Se Figurene B3.1a og B3.1b.



AR1: ARGO, Holbæk Genbrugsplads



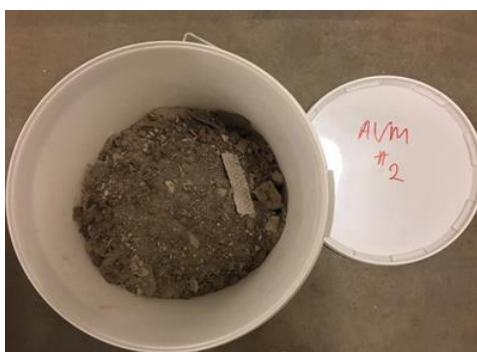
AR2: ARGO, Roskilde Genbrugsplads



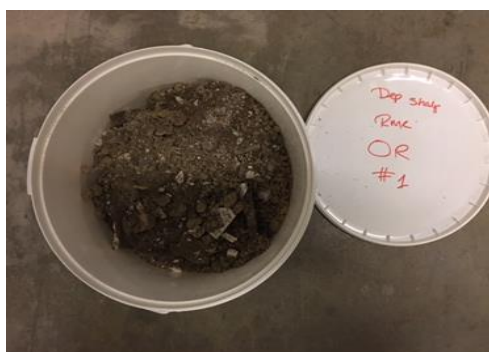
AR3: ARGO, Hårlev Genbrugsplads



AV1: AV Miljø, Boligselskabet AKB



AV2: AV Miljø, Værløse Genbrugsstation

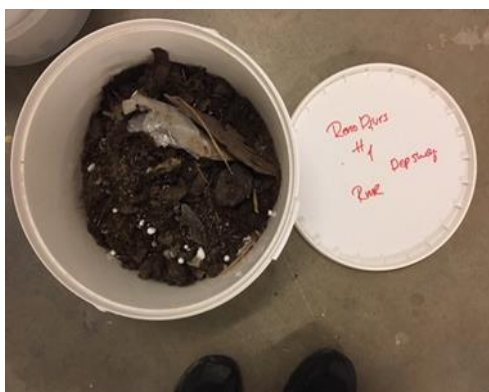


OR1: Odense Renovation A/S, Villestoftes Genbrugsplads

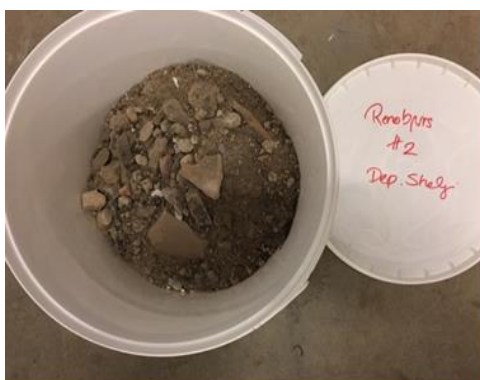
Figur B3.1a Prøver af restfraktionen (AR3 ikke testet).



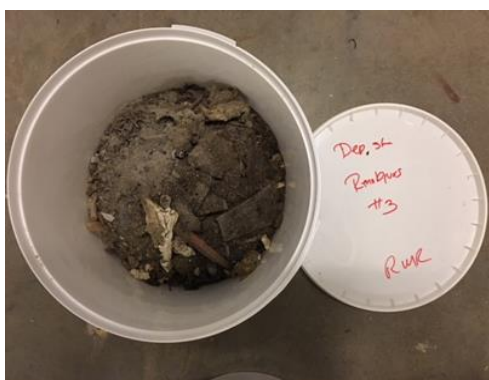
OR2: Odense Renovation A/S, Aber Produkthandel



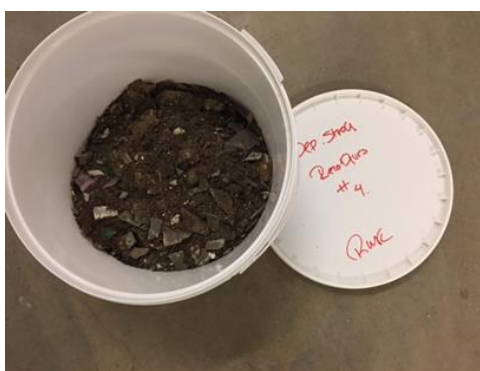
RD1: Reno Djurs I/S, Feldballe Genbrugsstation



RD2: Reno Djurs I/S, Drammelstrup Genbrugsstation, tungt læs



RD3: Reno Djurs I/S, Drammelstrup Genbrugsstation, let læs



RD4: Reno Djurs I/S, Ebeltoft Genbrugsstation



RN1: Reno Nord, Multi Byg Aalborg A/S



RN2: Reno Nord, Gandrup Genbrugsplads



RN3: Reno Nord, Genbrugspladsen Over Kæret

Figur B3.1b Prøver af restfraktionen (RD1, RD3 og RN2 ikke testet).

Gennemførelse og resultater af udvaskningstests

Ti af de indsamlede stikprøver (se Tabel B3.1) blev derefter sigtet til en partikelstørrelse <4 mm og efterfølgende ved hjælp af riffelneddeler reduceret til en prøvemængde på ca. 300 g, som derefter blev sendt til SynLab i Sverige, hvor der blev udført udvaskningstests i henhold til DS/EN 12457-1. Denne udvaskningstest er valgt, fordi den er kontroltest i forhold til såvel nyttiggørelse (Restproduktbekendtgørelsen, BEK 1672/2016) som deponering (Deponeringsbekendtgørelsen, BEK 1049/2013). Det blev valgt at sigte prøverne i stedet for at nedknuse materiale > 4 mm til < 4mm, dels fordi størstedelen af materialet allerede var < 4mm, dels (og især) fordi det blev antaget, at det eksisterende materiale < 4 mm (finfraktionen) forventedes at have en dominerende indflydelse på stofudvaskningen. Resultaterne af udvaskningstestene er vist i Tabel B3.2.

Tabel B3.1 De 10 affaldslæs, hvorfra der er udtaget stikprøver af restfraktionen til testning af stofudvaskning.

Prøve-ID	Affaldsselskab	Oprindelse af læs	Kommentar
AR1	ARGO	Holbæk Genbrugsplads	
AR2	ARGO	Roskilde Genbrugsplads	
AV1	AV Miljø	Boligselskabet AKB	
AV2	AV Miljø	Værløse Genbrugsstation	
OR1	Odense Renovation	Villestofte Genbrugsplads	
OR2	Odense Renovation	Aber Produkthandel v. Henrik Jensen	
RD2	Reno Djurs I/S	Drammelstrup Genbrugsplads	Tungt læs
RD4	Reno Djurs I/S	Ebeltoft Genbrugsstation	
RN1	Reno Nord I/S	Multi Byg Aalborg	
RN3	Reno Nord I/S	Genbrugspladsen Over Kæret	

Tabel B3.2 Resultater af udvaskningstesten EN 12457-1 udført på sigtede stikprøver af restproduktfraktionerne, udtrykt som pH, ledningsevne og udvaskede stofmængder. Røde tal indikerer, at resultaterne er under den angivne detektionsgrænse for analysemetoden.

Parameter	Enhed	AR1	AR2	AV1	AV2	OR1	OR2	RD2	RD4	RN1	RN3
pH		8,7	8,1	7,3	7,3	7,8	8,7	8,6	7,5	8,3	11,4
Ledn.evne	mS/m	783	4,780	1,070	386	411	318	129	330	399	158
Al	mg/kg TS	0,76	0,28	0,64	0,04	0,15	0,14	0,066	0,058	0,080	3,0
As	mg/kg TS	0,080	0,18	0,24	0,032	0,036	0,011	0,013	0,086	0,026	0,010
Ba	mg/kg TS	0,58	0,62	0,56	0,20	0,42	0,22	0,046	0,10	0,24	0,070
Ca	mg/kg TS	1240	2400	1800	1220	1380	1280	380	1260	1240	320
Cd	mg/kg TS	0,0074	0,0064	0,0050	0,0028	0,0022	0,00040	0,00012	0,00036	0,00026	0,000060
Cr	mg/kg TS	0,16	0,032	0,030	0,058	0,010	0,016	0,0060	0,024	0,020	0,050
Cu	mg/kg TS	2,0	0,44	0,36	0,58	0,22	0,088	0,054	0,044	0,068	0,30
Hg	mg/kg TS	0,0002	0,0002	0,002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002
K	mg/kg TS	1,920	3000	420	280	340	130	48	174	400	104
Mn	mg/kg TS	0,46	1,8	3,4	0,98	0,22	0,072	0,0040	0,0034	0,0062	0,002
Mo	mg/kg TS	0,16	0,22	0,050	0,086	0,060	0,078	0,026	0,032	0,036	0,028
Na	mg/kg TS	680	19800	3000	400	460	280	176	300	500	144
Ni	mg/kg TS	0,54	0,090	0,28	0,082	0,050	0,034	0,014	0,0074	0,013	0,068
Pb	mg/kg TS	0,022	0,0054	0,014	0,0018	0,0028	0,0012	0,0004	0,0004	0,00090	0,00080
Sb	mg/kg TS	0,018	0,014	0,020	0,0042	0,0078	0,0044	0,0034	0,0044	0,0070	0,0032
Se	mg/kg TS	0,038	0,088	0,02	0,02	0,004	0,0096	0,004	0,0046	0,004	0,02
Si	mg/kg TS	17	26	34	26	38	42	38	18	38	22
V	mg/kg TS	0,13	0,050	0,017	0,0096	0,052	0,028	0,062	0,012	0,042	0,088
Zn	mg/kg TS	2,6	0,34	1,0	0,14	0,30	0,26	0,010	0,040	0,080	0,006
Fluorid	mg/kg TS	1	1	12,6	1,0	1	1,2	0,32	0,2	0,42	0,88
Klorid	mg/kg TS	960	22000	3400	300	260	154	116	196	240	88
Sulfat	mg/kg TS	6400	5800	3200	2200	3800	2600	820	2400	3800	200
DOC	mg/kg TS	1640	660	1080	260	480	120	40	52	108	148

I Tabel B3.3 ses en oversigt over testresultaterne angivet som minimums-, middel-, median- og maksimumsværdier for de 10 prøver sammen med udvaskningsgrænseværdierne for nyttiggørelse af restprodukter (som er optaget på Restproduktbekendtgørelsens Bilag 1) og udvaskningsgrænseværdier for modtagelse af affald på nogle typer af deponeringsenheder for henholdsvis inert, mineralsk og farligt affald.

Tabel B3.3 Oversigt over resultater af udvaskningstestene med angivelse af udvaskningsgrænseværdierne for anvendelse af restprodukter til bygge- og anlægsformål (Kategorierne 1+2 og 3) og for deponering på visse typer af deponerings-enheder for inert, mineralsk og farligt affald.

Parameter	Enhed	Testresultater				BEK 1672/2016		BEK 1049/2013		
		Minimum	Middel	Median	Maximum	Kat. 1+2	Kat. 3	Inert	Mineralsk	Farligt
								IA0	MA1	FA1
pH		7.3		8.2	11.4					
Al	mg/kg TS	0.04	0.52	0.15	3					
As	mg/kg TS	0.0102	0.071	0.034	0.24	0.016	0.10	0.1	0.4	6
Ba	mg/kg TS	0.046	0.31	0.23	0.62	0.60	8.0	7	30	100
Ca	mg/kg TS	320	1,252	1250	2400					
Cd	mg/kg TS	0.00006	0.0025	0.0013	0.0074	0.004	0.080	0.03	0.6	3
Cr	mg/kg TS	0.006	0.041	0.027	0.164	0.020	1.000	0.2	4	25
Cu	mg/kg TS	0.044	0.41	0.26	1.98	0.09	4.00	0.9	25	50
Hg	mg/kg TS	< 0.0002	< 0.0004	< 0.0002	0.002	0.0002	0.002	0.003	0.05	0.5
K	mg/kg TS	48	682	310	3000					
Mn	mg/kg TS	< 0.002	0.69	0.15	3.4	0.3	2			
Mo	mg/kg TS	0.026	0.08	0.055	0.22			0.3	5	20
Na	mg/kg TS	144	2,574	430	19800	200	3000			
Ni	mg/kg TS	0.0074	0.12	0.059	0.54	0.02	0.14	0.2	5	20
Pb	mg/kg TS	< 0.0004	0.0050	0.0015	0.022	0.02000	0.20000	0.2	5	25
Sb	mg/kg TS	0.0032	0.0086	0.0057	0.0198			0.02	0.2	2
Se	mg/kg TS	< 0.004	0.02	0.015	0.088	0.02	0.06	0.06	0.3	4
Si	mg/kg TS	17	30	30	42					
V	mg/kg TS	0.0096	0.049	0.046	0.132					
Zn	mg/kg TS	< 0.006	0.48	0.20	2.6	0.2	3.0	2	25	90
Fluorid	mg/kg TS	< 0.2	2.0	1.0	12.6			4	60	200
Klorid	mg/kg TS	88	2,771	250	22000	300	6000	550	10000	17000
Sulfat	mg/kg TS	200	3,122	2900	6400	500	8000	560	10000	25000
DOC	mg/kg TS	40	459	204	1640			50	380	480

Diskussion af resultaterne

I Figurerne B3.2 og B3.3 er det for hver af de testede prøver opsummeret, i hvilket omfang de på medianniveau overholder udvaskningskriterierne for nyttiggørelse i henhold til Restproduktbekendtgørelsen og modtagelse til deponering i på enheder for henholdsvis inert affald, mineralsk affald (på enheder, som modtager stabilt, ikke-reaktivt farligt affald) og farligt affald i henhold til deponeringsbekendtgørelsen.

I figurerne angiver grøn farve, at grænseværdien er overholdt. Gul farve angiver, at den målte udvaskning tangerer eller ligger meget tæt på grænseværdien, mens rød farve angiver, at grænseværdien er overskredet. De konkrete overskridelser mv. fremgår af detaljerne i Bilag 3. Et hvidt felt angiver, at der pt. ikke er nogen grænseværdi for de pågældende stof.

Af Figurerne B3.2 og B3.3 fremgår det, at:

- Ingen af prøverne overholder udvaskningskravene for nyttiggørelse i Kategori 1+2.
- 7 af prøverne overholder udvaskningskravene til nyttiggørelse som Kategori 3: AV2, OR1, OR2, RD2, RD4, RN1 og RN3. Prøverne AR1, AR2 og AV1 overholder ikke disse krav, primært pga. udvaskning af As, Ni, Na, Se og klorid.

- Ingen af prøverne overholder udvaskningskravene for modtagelse på en deponeringsenhed for inert affald (IA0). 9/10 af prøverne overskrider kravet for sulfat, 8/10 af prøverne overskrider kravet for DOC. De øvrige overskridelser skyldes As (2/10) og Ni (2/10) samt Cu (1/10), Se (1/10), Zn (1/10), fluorid (1/10) og klorid (1/10).
- 6 af prøverne overholder udvaskningskravene til modtagelse på en deponeringsenhed for mineralsk affald, som modtager stabilt, ikke-reaktivt farligt affald (MA1): AV2, OR2, RD2, RD4, RN1 og RN3. Prøverne AR1, AR2, AV1 og OR1 overholder ikke disse krav pga. overskridelser for DOC (4/10) og klorid (1/10).
- 7 af prøverne overholder udvaskningskravene til modtagelse på en deponeringsenhed for farligt affald (FA1): AV2, OR1, OR2, RD2, RD4, RN1 og RN3. Prøverne AR1, AR2 og AV1 overholder ikke disse krav pga. overskridelser for DOC (3/10) og klorid (1/10). Det bemærkes, at det ikke vides (vi kender ikke faststofsammensætningen), om nogen restfraktionerne rent faktisk skal klassificeres som farligt affald, hvilket jo er yderligere en betingelse for modtagelse på en enhed for farligt affald. Selv om der ikke foreligger faststofanalyser for restfraktionerne er de jo de facto klassificeret som ikke-farligt affald, og det virker umiddelbart ikke sandsynligt, at denne klassificering skulle være forkert. Der foreligger heller ikke analyser af finfraktionen for TOC, så det vides ikke, om fraktionen i sig selv bør klassificeres som mineralsk affald ($\text{TOC} < 5\%$ (w/w)) eller blandet affald ($\text{TOC} \geq 5\%$ (w/w)).

Den høje udvaskning af såvel Na (19,8 g/kg) som klorid (22,0 g/kg) fra restfraktionen AR2 kan henføres til knap 11 kg vejsalt, som blev fundet i dette læs (og som aldrig skulle have været sendt til deponering som blandet affald).

Det bemærkes desuden, at mens pH i eluatet fra udvaskningen af de fleste af prøverne ligger mellem 7,3 og 8,7, var pH i eluatet fra testning af restfraktionen fra prøven RN3 ret alkalisk, nemlig 11,4. Det skyldes utvivlsomt, at dette vovglæs som det eneste havde et stort indhold af ren beton (23 %). Det havde desuden et indhold af B&A-affald, der også kan have indeholdt beton og kalk, som yderligere kan have bidraget til det høje pH.

De fundne resultater af udvaskningen fra stikprøverne af restfraktionerne/finfraktionerne fra de 10 læs blandet affald kan næppe antages at være repræsentative for restfraktionen i blandet affald til deponering generelt, men de udgør dog den første og eneste viden vi til dato overhovedet har om udvaskningsegenskaberne for denne fraktion, som udgør næste halvdelen af det blandede affald, der deponeres i Danmark. Der er således god grund til at udbygge denne viden, men indtil det sker, forekommer det rimeligt at anvende resultaterne i forbindelse med overvejelser omkring forskellige strategier for deponering af bl.a. blandet affald.

AR1	Kat 2	Kat 3	IA0	MA1	FA1
As					
Ba					
Cd					
Cr					
Cu					
Hg					
Mn					
Mo					
Na					
Ni					
Pb					
Sb					
Se					
Zn					
Fluorid					
Klorid					
Sulfat					
DOC					

AR2	Kat 2	Kat 3	IA0	MA1	FA1
As					
Ba					
Cd					
Cr					
Cu					
Hg					
Mn					
Mo					
Na					
Ni					
Pb					
Sb					
Se					
Zn					
Fluorid					
Klorid					
Sulfat					
DOC					

AV1	Kat 2	Kat 3	IA0	MA1	FA1
As					
Ba					
Cd					
Cr					
Cu					
Hg					
Mn					
Mo					
Na					
Ni					
Pb					
Sb					
Se					
Zn					
Fluorid					
Klorid					
Sulfat					
DOC					

AV2	Kat 2	Kat 3	IA0	MA1	FA1
As					
Ba					
Cd					
Cr					
Cu					
Hg					
Mn					
Mo					
Na					
Ni					
Pb					
Sb					
Se					
Zn					
Fluorid					
Klorid					
Sulfat					
DOC					

OR1	Kat 2	Kat 3	IA0	MA1	FA1
As					
Ba					
Cd					
Cr					
Cu					
Hg					
Mn					
Mo					
Na					
Ni					
Pb					
Sb					
Se					
Zn					
Fluorid					
Klorid					
Sulfat					
DOC					

Figur B3.2 Finfraktionernes overholdelse af grænseværdier for nyttiggørelse og deponering (AR1, AR2, AV1, AF2 og OR1).

OR2	Kat 2	Kat 3	IA0	MA1	FA1
As					
Ba					
Cd					
Cr					
Cu					
Hg					
Mn					
Mo					
Na					
Ni					
Pb					
Sb					
Se					
Zn					
Fluorid					
Klorid					
Sulfat					
DOC					

RD2	Kat 2	Kat 3	IA0	MA1	FA1
As					
Ba					
Cd					
Cr					
Cu					
Hg					
Mn					
Mo					
Na					
Ni					
Pb					
Sb					
Se					
Zn					
Fluorid					
Klorid					
Sulfat					
DOC					

RD4	Kat 2	Kat 3	IA0	MA1	FA1
As					
Ba					
Cd					
Cr					
Cu					
Hg					
Mn					
Mo					
Na					
Ni					
Pb					
Sb					
Se					
Zn					
Fluorid					
Klorid					
Sulfat					
DOC					

RN1	Kat 2	Kat 3	IA0	MA1	FA1
As					
Ba					
Cd					
Cr					
Cu					
Hg					
Mn					
Mo					
Na					
Ni					
Pb					
Sb					
Se					
Zn					
Fluorid					
Klorid					
Sulfat					
DOC					

RN3	Kat 2	Kat 3	IA0	MA1	FA1
As					
Ba					
Cd					
Cr					
Cu					
Hg					
Mn					
Mo					
Na					
Ni					
Pb					
Sb					
Se					
Zn					
Fluorid					
Klorid					
Sulfat					
DOC					

Figur B3.3 Finfraktionernes overholdelse af grænseværdier for nyttiggørelse og deponering (OR2, RD2, RD4, RN1 og RN3).

Screening af restfraktionsprøverne for indhold af asbest

DanWS har haft mulighed for at foretage en scanning af de 14 prøver af restfraktion for indhold af asbest ved hjælp af et feltinstrument til on-site-scanning, baseret på near-infrared spectroscopy (NIRS). Den anvendte scanner, Fisher Thermo Scientific micro-Phazir, som oplyses at have en detektionsgrænse på $> 1\%$ (!), angives at kunne oplyse, om et materiale indeholder asbest, og at kunne identificere hvilken eller hvilke typer, det drejer sig om (chrysotil, anthophyllit, tremolit, acinolit, amosit og/eller crocidolit).

Ved screeningen af de 14 prøver kunne der ikke konstateres indhold af asbest i nogen af dem. Ved en efterfølgende screening af eternit indleveret som asbestholdigt affald var der en klar indikation af et indhold af asbest.