Circulair inkopen van Dienstauto's, zonnepanelen en ICT-hardware

Achtergronddocument bij effect meten van circulair inkopen voor de ICER

Opgesteld door:

Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden (CML), Universiteit Leiden: Arjan de Koning

Cemtrum voor Duurzaamheid Milieu en Gezondheid, RIVM: Elias de Valk en Michiel C. Zijp

Contactpersoon: michiel.zijp@rivm.nl

Versie: 20-10-2020

Monitoring en Sturing
Circulaire Economie

De ICER

Dit is een achtergronddocument bij de Integrale Circulaire Economie Rapportage (ICER) van 2020. Het is tot stand gekomen in het kader van het Werkprogramma Monitoring en Sturing Circulaire Economie 2019-2023. Dit werkprogramma is een samenwerkingsverband van het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS), Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden (CML), het Centraal Planbureau (CPB), het RIVM, RVO.nl, Rijkswaterstaat en TNO onder leiding van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL). Het kabinet streeft naar een volledig circulaire economie in 2050. Het doel van het werkprogramma is om de door het kabinet uitgezette koers naar 2050 te kunnen monitoren en te evalueren en de overheid te voorzien van de kennis die nodig is voor de vormgeving of bijsturing van beleid. Meer informatie over het Werkprogramma Monitoring en Sturing Circulaire Economie is te vinden op https://www.pbl.nl/monitoring-circulaire-economie.

Circulair inkopen voor de ICER

Als onderdeel van het werkprogramma hebben RIVM, TNO, CE Delft en CML gewerkt aan een manier om het effect van circulair inkopen te meten. De methode hiervoor, en toepassing op twee productgroepen: kantoormeubilair en wegen, zijn gepubliceerd in een rapport door Zijp et al., 2020a.

In dit achtergrond document staan de resultaten voor toepassen van deze methode op de productgroepen dienstauto's, zonnepanelen en ICT-hardware. Voor elke productgroep bestond het onderzoek uit twee delen:

1) monitoren wat de inzet en het effect van circulair inkopen in 2017-2018 in Nederland was;

2) verkennen wat de potentie is van enkele veelbelovende maatregelen voor circulair inkopen van dienstauto's, zonnepanelen en ICT-hardware.

Inhoudsopgave

Lijst met afkortingen 3
1 Inleiding 5
2 Dienstauto's 6
2.1 Steekproef monitor 6
2.2 CI Inzet en effect monitor 6
2.3 CI-effect Verkenning 6
2.3.1 Hergebruik en recycling van batterijen en accu's 11
3 Zonnepanelen 13
3.1 Steekproef monitor 13
3.2 CI inzet monitor 13
3.3 CI effect monitor 14
3.4 CI-effect Verkenning 14
4 ICT hardware 25
4.1 Steekproef Monitor 25
4.2 CI Inzet Monitor 25
4.3 CI effect Monitor 26
4.4 CI Effect Verkenning 28
5 Conclusies en aanbevelingen 34
5.1 Dienstauto's 34
5.2 Zonnepanelen 34
5.3 ICT Hardware 35
5.4 Afsluiting 35
6 Literatuur 37

Lijst met afkortingen

R0	Refuse
R1	Rethink
R2	Reduce
R3	Re-use
R4	Repair
R5	Refurbish
R6	Re-manufacture
R7	Re-purpose
R8	Recycle
ICER	Integrale Circulaire Economie Rapportage
EV	Electric vehicle
ICEV	Internal combustion engine vehicle
GWP	Global warming, impact categorie indicator gebruikt binnen levenscyclus analyse
TAP	Terrestrial acidification, impact categorie indicator gebruikt binnen levenscyclus analyse
PMFP	Particulate matter formation, impact categorie indicator gebruikt binnen levenscyclus analyse
POFP	Photochemical oxidant formation, impact categorie indicator gebruikt binnen levenscyclus analyse
HTP	Human toxicity, impact categorie indicator gebruikt binnen levenscyclus analyse
FETP	Freshwater ecotoxicity, impact categorie indicator gebruikt binnen levenscyclus analyse
TETP	Terrestrial eco-toxicity, impact categorie indicator gebruikt binnen levenscyclus analyse
FEP	Freshwater eutrophication, impact categorie indicator gebruikt binnen levenscyclus analyse
MDP	Mineral resource depletion, impact categorie indicator gebruikt binnen levenscyclus analyse
FDP	Fossil resource depletion, impact categorie indicator gebruikt binnen levenscyclus analyse
LiNCM	Lithium nickel cobalt manganese ($LiNiMnCoO_2$), een specifiek Li-ion batterij technologie
LiFePO4	Lithium iron phosphate, een specifiek Li-ion batterij technologie
LiFP	Lithium iron phosphate ook wel LiFePO4, een specifiek Li-ion batterij technologie
LMO	Lithium manganese spinel oxide ($LiMn_2O_4$), een specifiek Li-ion batterij technologie
NCM	Lithium nickel cobalt manganese ook wel LiNCM, een specifiek Li-ion batterij technologie

NCA	Lithium nickel cobalt aluminum oxide ($LiNiCoAlO_2$), een specifiek Li-ion batterij technologie
LTO	lithium-titanate (Li_2TiO_3), een specifiek Li-ion batterij technologie
C	Coal
NG	Natural gas
EVA	Ethylene-vinyl-acetate, polymeer waarmee de verschillinde lagen van een PV-paneel zijn verlijmd
PID vrij	Vrij van Potential Induced Degradation binnen de normen zoals vastgelegd in IEC 62804.
PV	Fotovoltaïsche cel
WEEE	Waste electrical and electronic equipment

1 Inleiding

In dit achtergronddocument staan de resultaten van het onderzoek naar:

1) de inzet en het effect van circulair inkopen in 2017-2018 door de Nederlandse overheid;
2) de potentie van circulair inkopen door de Nederlandse overheid in de toekomst.

Het onderzoek is gedaan voor de drie productgroepen dienstauto's, zonnepanelen en ICT-hardware. Deze drie productgroepen zijn gekozen vanwege de relatie tussen de energietransitie en de transitie naar een circulaire economie én het belang van circlaire economie voor leveringszekerheid van grondstoffen die in deze toepassingen worden gebruikt. Voor dienstauto's lag de focus daarom op electrische en hybride voertuigen.

De methode die is toegepast is al eerder uitgebreid beschreven door Zijp et al. 2020a. Deze bestaat uit zes stappen: 1) afbakenen van de productgroep en een longlist maken van aanbestedingen in de geselecteerde periode met de geselecteerde afbakening. De longlist wordt gemaakt op basis van bestaande databases van aanbestedingen die zijn gepubliceerd op TenderNed; 2) het nemen van een steekproef uit de longlist; 3) doornemen van de teksten: is circulair inkopen toegepast? 4) contact opnemen met de aanbestedende diensten: zijn eventuele circulariteitseisen en criteria geoperationaliseerd in de praktijk en heeft dit geleid tot een product dat meer circulair is dan was geleverd zonder circulair uit te vragen? 5) effect berekenen van de genomen maatregelen ten opzichten van de marktstandaard; 6) extrapoleren van de effecten van de steekproef, naar de effecten van de hele longlist. Voor de productgroepen in dit achtergronddocument was er onvoldoende sprake van circulair inkopen boven de marktstandaard, en onvoldoende inzicht in de uitvoering waar dit naar verwachting wel boven de marktstandaard was, om de laatste twee stappen uit te voeren. Wel is er op basis van bestaande literatuur inzicht gegeven in de waar potentieel milieuwinst via CI criteria voor deze productgroepen zitten. Hierbij is met name gekeken naar materiaalgebruik en klimaatwinst. De stappen van het onderzoek staan verder beschreven in Zijp et al (2020a). In dit achtergrondrapport staan de resultaten voor het toepassen van deze aanpak voor de productgroepen dienstauto's (H2), Zonnepanelen (H3) en ICT-hardware (H4).

2 Dienstauto's

2.1 Steekproef monitor

De longlist voor de productgroep Dienstauto's bestaat uit 132 aanbestedingen van aanschaf en leasen van dienstauto's. Uit de longlist is een steekproef genomen van 10 aanbestedingen. De steekproef vertegenwoordigt 5% van de totale geschatte financiële omvang van de longlist. Deze bestond uit aanbestedingen van 4 gemeenten, 3 uitvoeringsorganisaties, 1 ministerie, 1 omroeporganisatie en 1 universiteit (zie Tabel 1).

Tabel 1: Overzicht van het aantal en type aanbestedende diensten in de longlist en steekproef

Type aanbestedende dienst	Aantal in longlist	Aantal in steekproef
Agentschappen	2	
Gemeenschappelijke regeling	1	
Gemeenten	66	4
Luchthavens	1	
Ministeries	6	1
Netwerkbedrijven	4	
Omroeporganisaties	3	1
Politie	7	
Provincies	5	
Uitvoeringsorganisaties	20	3
Universiteiten	3	1
Vervoerders	2	
Waterbedrijven	1	
Waterschappen	6	
Zelfstandige bestuursorganen	2	
Ziekenhuizen	1	
Zorgorganisaties	2	

2.2 CI Inzet en effect monitor

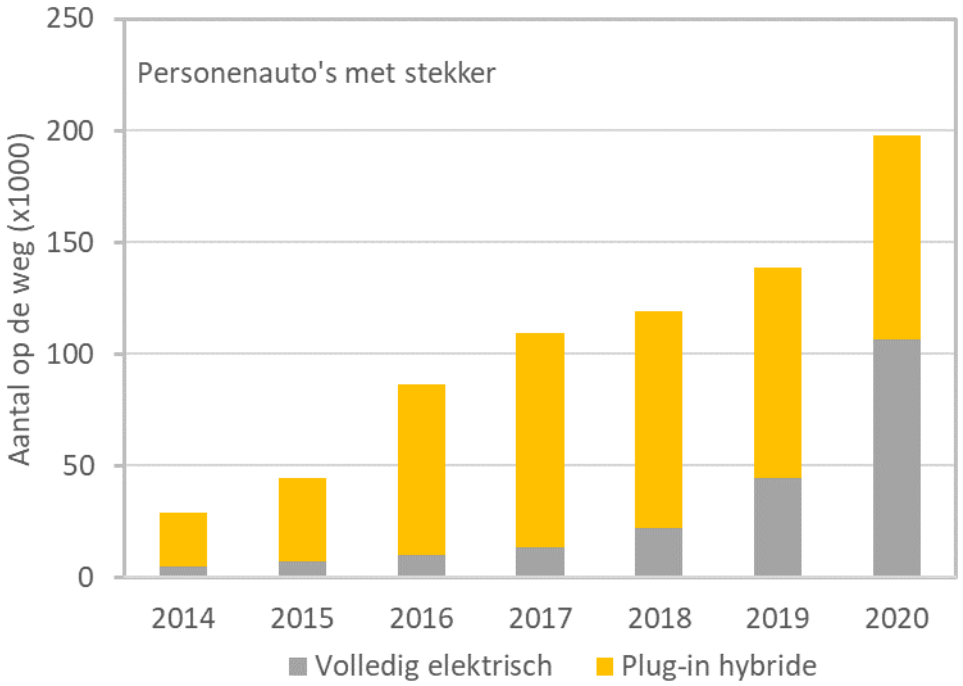
De tenders uit de steekproef zijn handmatig nagelopen op eisen en criteria die circulaire oplossingen uitlokken, passend bij de R-strategieën 0-8. Bij 1 van de 10 aanbestedingen is bij de aanbesteding een vorm van circulair inkopen toegepast. In deze aanbesteding is er als onderdeel van het programma van wensen gevraagd naar de toepassing van circulariteit in de organisatie. Hierbij worden geen concrete maatregelen genoemd waardoor ook geen indicatie kan worden gegeven op welke R-strategie wordt ingezet. Van de aanbestedende diensten in de steekproef houdt dus 10% in aantal, of 1% in geschatte financiële omvang, rekening met circulariteit bij de inkoop van dienstauto's.

2.3 CI-effect Verkenning

Omdat er nauwelijks CI-maatregelen voor bedrijfswagens zijn genomen en er geen CI-effect te verwachten is, maken we in deze paragraaf een analyse van potentiële milieu-effecten van verschillende alternatieven voor de aankoop van diesel/benzine bedrijfswagens. De aankoop van hybride en volledig elektrische auto's worden vergeleken met auto's met interne verbrandingsmotor en de recycling van loodaccu's en lithium ion batterijen wordt beoordeeld op materiaalbesparing en samenhangende broeikasgasemissies

Alternatieve energiebronnen voor dienstauto's

Naast de "traditionele" interne verbrandingsmotor zijn alternatieve aandrijfsystemen gemeengoed aan het worden in Nederland. Volgens het CBS (2020a) is het aantal geregistreerde personenauto's met (gedeeltelijke) elektrische aandrijving gestegen van 29,000 in 2014 tot 198,000 in 2020, zie Figuur 1.



Figuur 1: Aantal volledig elektrische auto's en plug-in hybrides geregistreerd in Nederland. Data afkomstig van het CBS (2020a).

Het totaal aantal geregistreerde voertuigen op de weg in 2020 was 11,7 mln. voertuigen. De elektrische voertuigen maakten ongeveer 1.7% van het totaal uit. Zoals te zien in Figuur 1 neemt het aantal elektrische voertuigen snel toe.

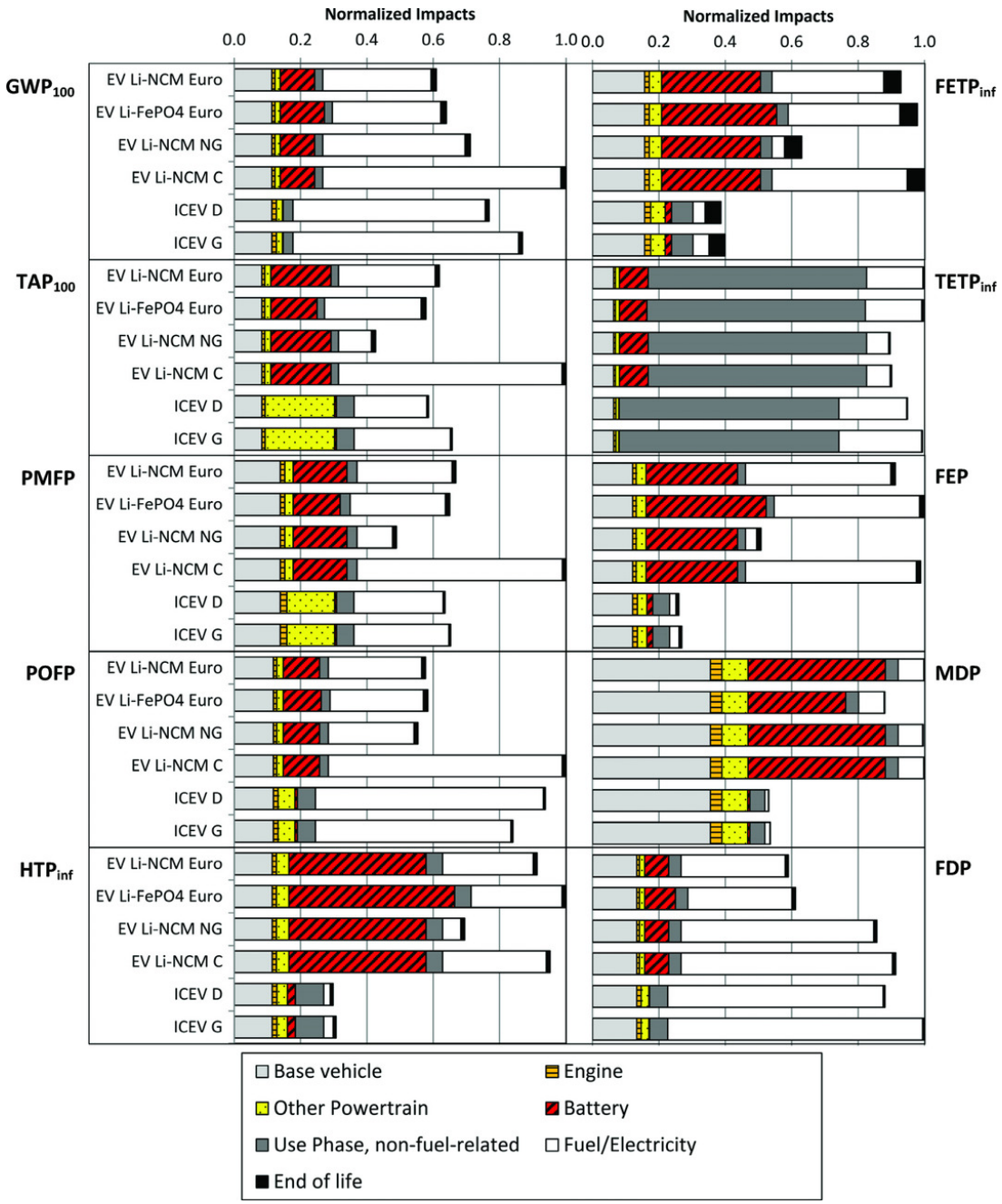
De groei van het aantal EVs wordt gedreven door de noodzaak om broeikasgasemissies en uitstoot van fijnstof en stikstofoxiden vanuit de transportsector terug te dringen. De aanschaf van elektrische auto's wordt o.a. financieel ondersteund door overheden (IenW, 2020). De verwachting is dat de groei van het gebruik van EVs sterk doorzet in de toekomst. In het klimaatakkoord is afgesproken dat de personenauto zonder uitstoot al normaal wordt voor 2030. Vanaf 2030 zijn alleen nog elektrische personenauto's nieuw te koop. Naast batterij-elektrische personenauto's rijden er dan ook voertuigen op waterstof of zonnecellen volgens het Ministerie van Economische Zaken en Klimaat. (EZK, 2019).

De inzet van EVs is weliswaar gunstig vanuit klimaat en lokaal luchtverontreiniging perspectief maar vanuit materiaalgebruik oogpunt minder gunstig ten opzichte van benzine en dieselvoertuigen. EVs bevatten een groot pakket op Li-ion gebaseerde batterijen en veelal elektromotoren die kritische materialen zoals Neodymium en Praseodymium gebruiken. Er zijn diverse EV-technologieën op de markt en in ontwikkeling. De vraag is of vanuit CE-perspectief er een voorkeur is uit te spreken voor een bepaalde EV-technologie? Welke EV-technologie gebruikt de minste of de minst schaarse

materialen en welke EV-technologie heeft de minste milieu-impacts tijdens de productiefase van de auto?

De vraag of een CI-criterium op de recycling van de afvalfase van de EVs overwogen kan worden wordt in de volgende sectie behandeld.

Hawkins et al (2012a, 2012b) heeft met behulp van LCA de milieu-impacts van een aantal verschillende soorten EVs en interne verbrandingsmotors vergeleken. De studie omvatte productie, gebruik en afvalfase van bestaande auto's op de Europese markt in 2012 en maakt gebruik van LCA achtergrond data uit 2010 . De resultaten van deze studie zijn samengevat in Figuur 2.



Figuur 2: Genormaliseerde milieu-impacts van verschillende auto's op de Europese markt. Resultaten voor elke impact categorie zijn genormaliseerd naar het alternatief met de hoogste impacts. Afkortingen: Global warming (GWP), terrestrial acidification (TAP), particulate matter formation (PMFP), photochemical oxidation formation (POFP),human toxicity (HTP),

freshwater eco-toxicity (FETP), terrestrial eco-toxicity (TETP), freshwater eutrophication (FEP), mineral resource depletion (MDP), fossil resource depletion (FDP), internal combustion engine vehicle (ICEV), electric vehicle (EV), lithium iron phosphate(LiFePO4), litium nickel cobalt manganese (LiNCM), coal (C), natural gas (NG), European electricity mix (Euro). Overgenomen uit Hawkins et al. (2012b)

Samenvattend blijkt dat het gebruik van EVs, gebruikmakend van een ten tijde van de studie gemiddelde Europese elektriciteitsmix, de broeikasgasemissies met 20% tot 24% reduceren over de hele levensduur van de auto in vergelijking met de benzine- en dieselauto. In vergelijking met dieselmotoren is de reductie 10% tot 14%. De elektriciteitsmix waarmee de EVs gevoed worden tijdens de gebruiksfase blijkt belangrijk voor de vergelijking (Hawkins et al., 2012b). Als aangenomen wordt dat de elektriciteit volledig wordt geleverd door kolencentrales scoort een EV slechter dan een benzineauto over de gehele levensduur. Met de toename van zon en wind in de opwekking van elektriciteit zullen de EVs beter gaan scoren op het klimaat thema. In 2010 kwam 9.5% van de opgewekte elektriciteit uit hernieuwbare bronnen, in 2019 was dit gestegen tot 18.5% (CBS, 2020b). Omdat de impacts tijdens productie een grotere rol spelen bij EVs ten opzichte van conventionele auto's waar de gebruikersfase een meer belangrijke rol speelt, hangt het verschil in impact ook sterk af van hoeveel kilometer de auto mee gaat. De productie van de batterijen draagt 17 – 20% bij aan de broeikasgasemissies tijdens de gehele levenscyclus van EVs (Hawkins et al 2012a, 2012b). Een remanufacturing/recyclingtechnologie voor de batterijen die met weinig emissies gepaard gaat kan een bijdrage leveren aan het verlagen van de emissies samenhangend met de volledige levenscyclus van een elektrische auto.

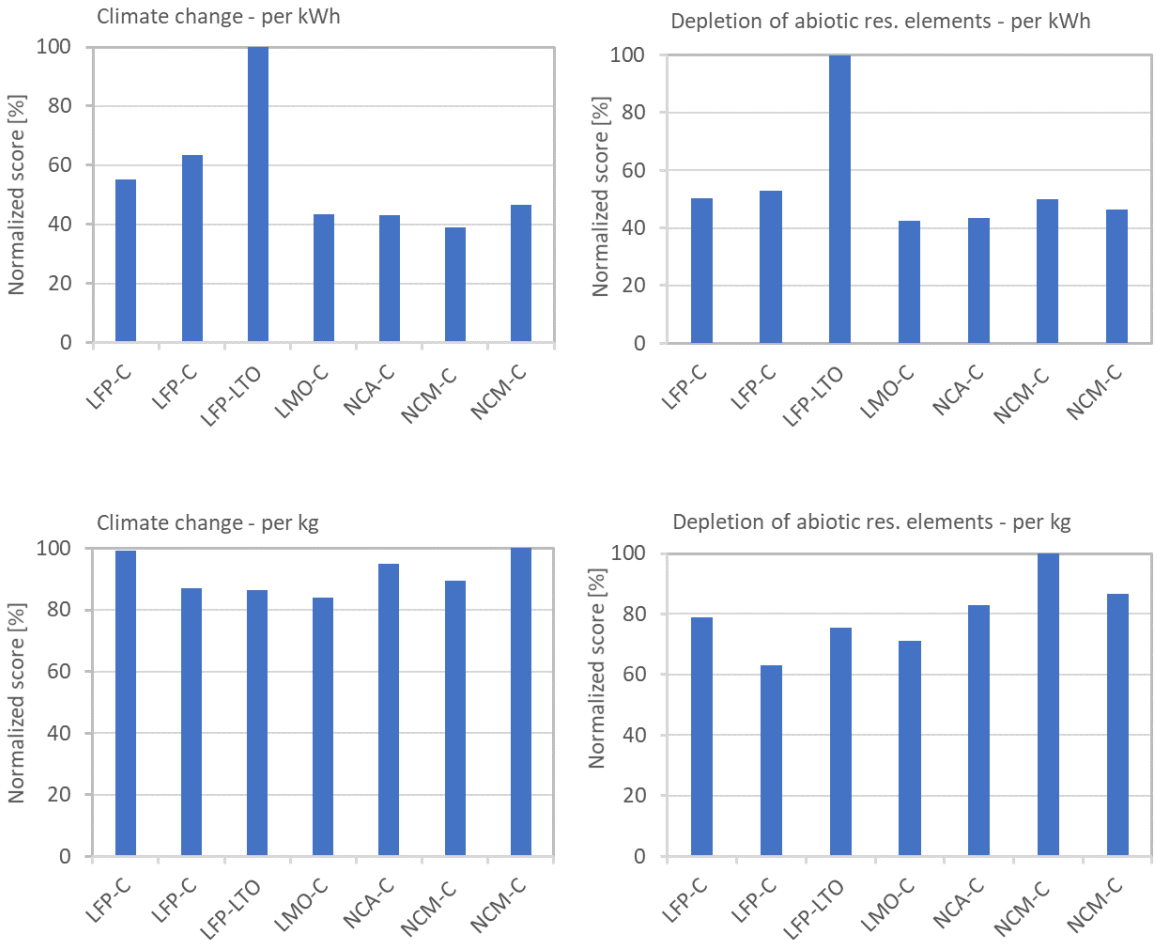
Zoals verwacht is het materiaalgebruik van de EVs hoger dan van de interne verbrandingsmotoren. Dit is in Figuur 2 aan de Mineral Depletion (MDP) die voor alle EVs hoger is dan voor de conventionele auto's (ICEVs in Fig. 2). De productie van de batterijen maakt het grote verschil met de interne verbrandingsmotoren. De lithium iron phosphate ($LiFePO_4$) heeft een 10% lager MDP dan de EV met lithium nickel cobalt manganese (LiNCM) batterijen. Ook zoetwater toxiciteit (FETP) en humane toxicititeit (HTP) komt ongunstiger uit voor de EVs, wat beiden ook grotendeels is toegeschreven aan de gebruikte batterijen

De studie van Hawkins (2012a, 2012b) geeft het belang aan van de productie het type batterij gebruik in de EVs in de levenscyclus van de EV. De ontwikkelingen in de batterijtechnologie gaan snel en de gegevens uit 2012 zijn mogelijkerwijs minder relevant.

Een meer recente studie die zich richt op een consistente vergelijking van verschillende Li-ion batterij technologieën is uitgevoerd door Peters & Weil (2018). De milieu-impacts van de productie van vijf verschillende Li-ion batterij technologieën zijn vergeleken m.b.v. LCA. Hierbij is zo goed mogelijk geprobeerd de LCAs consistent te maken. In Figuur 3 zijn de potentiële milieu-impacts op de thema's klimaatverandering en materiaalverbruik getoond. De technologieën zijn lithium iron phosphate (LFP), manganese spinel oxide (LMO), composite oxides (NCM en NCA) allemaal met grafiet electrodes, en lithium iron phosphate met een lithium titanate anode (LTO). De NCM en LFP Li-ion batterij technologieën worden meerdere keren getoond en representeren verschillende maar geharmoniseerde studies.

De productie van Li-ion batterijen verschillen in de gevonden klimaat en abiotische depletie impacts. Deze varieert, afhankelijk van de vergelijkingsbasis, tussen 104 en 266 kg CO_2 eq per kWh opslag kwaliteit; en tussen de 13.5 16.1 kg CO2 eq per kg batterij. Opvallend is dat de vergelijkingsbasis effect heeft op de ranking van de impact van de technologieën. LFP-LTO scoort het slechtst als wordt vergeleken op impact per kWh opslagcapaciteit en als een van de beste als wordt vergeleken op basis van een per kg product. De invloed van de vergelijkingsbasis is het sterkst bij de potentiële klimaat impacts.

Er lijkt een trade off te zijn tussen gewicht en capaciteit. Het is dus afhankelijk van de inzet van de batterijen hoe de milieu-impacts van een EV zich ontwikkelen. Gaan de EV-fabrikanten en consumenten inzetten op een laag gewicht: kleine lichte auto's, of gaan de EV-fabrikanten een zo'n groot mogelijk bereik van de EVs nastreven. Als vanuit CE-perspectief wordt gestuurd op zo min mogelijk materiaal gebruik, moet dit dus worden overgewogen in de context van de gewenste functie: moeten de bedrijfswagens een zo'n groot mogelijk bereik hebben of gaat het om veelal kleine ritten waarin tussendoor opgeladen kan worden? Zonder deze context is het gegeven de gevonden variatie in EV-technologie niet mogelijk om een voorkeur uit te spreken over een bepaalde EV-technologie.



Figuur 3:Potentiële klimaat en abiotische milieu-impacts van de productie van verschillende Li-ion batterij technologieën berekend met geharmoniseerde LCAs. De potentiële milieu-impacts zijn uitgedrukt per kWh batterij capaciteit of per kg batterij. Resultaten voor elke impact categorie zijn genormaliseerd naar het alternatief met de hoogste impacts. Data afkomstig uit Peters en Weil (2018). LFP: lithium iron phosphate, LMO: manganese spinel oxide, NCA en NCM: composite oxides, C: met grafiet electrodes, LTO: met lithium titanate anode. De NCM en LFP Li-ion batterij technologieën worden meerdere keren getoond en representeren verschillende maar geharmoniseerde studies.

Als we kijken naar het materiaal gebruik van de volledige levenscyclus van een EV en de bijdrage van de productie van batterijen (Figuur 2, MDP) en de variatie gevonden in het materiaal gebruik samenhangend met de productie van batterijen (Figuur 3) kunnen we concluderen dat EVs altijd een hoger materiaalgebruik hebben dan diesel en benzineauto's doordat met de huidige technieken het gewicht van de batterijen groter is dan het gewicht van de brandstof en de tank. De recycling van

afgedankte batterijen (en andere componenten) van de EVs is daarom essentieel. Als de huidige productie van EVs zo veel meer materiaal kost, en gepaard gaat met meer potentiële toxische effecten, is het van belang dat deze zo worden ontworpen dat ze na gebruik kunnen worden ingezameld, hergebruikt en recycled, zodat ze op een veilige manier opnieuw kunnen worden ingezet in de economie; idealiter close loop bij de productie van nieuwe EVs. Criteria voor circulair inkopen zouden zich hierop kunnen richten.

2.3.1 Hergebruik en recycling van batterijen en accu's

Loodaccu's behoren tot de componenten met de hoogste recycling percentages (Gaines, 2014). Ongeveer 98% van de auto's in Nederland wordt gerecycled en de loodaccu's in deze auto's zijn makkelijk te recyclen. Het lood kan weer worden ingezet voor nieuwe accu's, zie Gaines (2014) voor een beschrijving van het recycling proces. Een CI-criterium op een verbeterde loodaccu recycling lijkt weinig zinvol omdat de marktstandaard al zo hoog ligt. Voor Li-ion batterijen is de situatie anders.

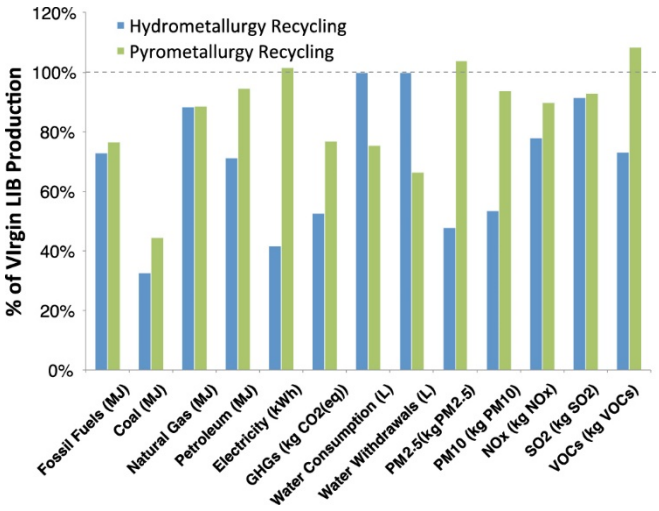
Het belang van het hergebruik en/of de recycling van Li-ion batterijen afkomstig uit EVs is in de voorgaande analyse van de studies van Peters en Weil (2018) en Hawkins et al. (2012) duidelijk naar voren gekomen. Een rapport geschreven door Bax & Company (2019) in opdracht van de Nederlandse overheid maakt een analyse van de mogelijkheden van hergebruik en recycling van Li-ion batterijen. Wereldwijd wordt ongeveer 5% van de Li-ion batterijen gerecycled (Bax & Company, 2019). Recycling van Li-ion batterijen is lastiger in vergelijking met loodaccu's. Ze bestaan uit meer verschillende materialen die verpakt zijn in kleine cellen. Dan is ook nog eens de chemische samenstelling van Li-ion batterijen verschillend. Verder zijn er praktische problemen zoals de zwaarte van een batterijpak en het gevaar van brand bij de ontmanteling en verwijdering van Li-ion batterijen. Al met al zijn de kosten van ontmanteling van Li-ion batterij systemen hoger dan van lood-accu's (Gaines, 2014; Bax & Company, 2019).

Het is belangrijk om de lood-accu en Li-ion batterij afvalstromen strikt gescheiden te houden. Een Li-ion batterij in de afvalstroom van loodaccu's en een loodaccu in de afvalstroom van Li-ion batterijen kunnen de recycling processen ontregelen (Gaines, 2014).

Er zijn verschillende technieken om Li-ion batterijen te recyclen. Sommige van deze processen werken op commerciële schaal, anderen zijn in de testfase en sommigen bestaan alleen op lab schaal. Omdat een substantiële afvalstroom van Li-ion batterijen pas recentelijk is ontstaan (In 1991 is de eerste commerciële Li-ion op de markt gekomen) zijn de recycling processen sterk in ontwikkeling. Velázquez-Martínez (2019) beschrijft tien verschillende recycling processen in verschillende stadia van ontwikkeling. Kobalt is in alle gevallen het hoofdbestanddeel dat wordt teruggewonnen en de andere elementen (Li, Fe, Cu, Al) worden gezien als bijproduct. In een enkel proces wordt Li niet teruggewonnen. Er is een groot verschil in de hoeveelheid materialen en kwaliteit van de materialen die worden teruggewonnen. De hoogste recycling percentages worden behaald met een recycling proces dat bestaat op laboratoriumschaal.

Voor zover bekend bestaan er geen brede en geharmoniseerde studies die de milieu-impacts van Li-ion batterijen recycling technologieën vergelijken. Nordelöf et al (2019) heeft een review gemaakt van studies die de levenscyclus milieu-impacts van individuele Li-ion batterijen recycling technologieën modelleren. Deze review maakt het duidelijk dat verschillende aannames in de manier waarop de positieve aspecten van recycling (materiaal terugwinning en produceren van secundaire materialen) worden meegenomen in de studie belangrijk zijn.

Ondanks alle verschillen in de LCA-methoden waarmee de recycling processen zijn beoordeeld, de verschillen in recycling technologieën en de verschillen in de Li-ion batterijen duiden verschillende LCA-studies erop dat er een substantiële winst te behalen valt met de recycling van Li-ion batterijen. Zo concludeert Dunn et al (2012) dat de recycling van batterijen de cradle-to-gate energieconsumptie van $LiMn_2O_4$ met 48% kan verminderen omdat niet alleen de kathode maar ook andere belangrijke componenten gerecycled kunnen worden. Het energie verbruik kan nog verder omlaag gebracht worden als ook grafiet en elektrolyt gerecycled worden. Een studie door Hendrickson et al (2015), concludeert dat de potentiële impacts van LMO-batterij productie waarin de recycling via verschillende routes is meegenomen substantieel lager is dan de LMO-batterij die volledig uitgaat van primair materiaal. Het energie verbruik en emissies samenhangend met batterijproductie en recycling volgens een hydrometallurgisch en pyrometallurgisch proces, vergeleken met een LMO-batterij van primair materiaal zijn weergegeven in Figuur 4. De broeikasgasemissies zijn 11- 29% lager dan bij het gebruik van primair materiaal alleen.



Figuur 4: Energie verbruik en emissies samenhangend met batterijproductie en recycling volgens een hydrometallurgisch en pyrometallurgisch proces, vergeleken met een LMO-batterij van primair materiaal. Figuur afkomstig van Hendrickson et al. (2015).

Uit bovenstaande mogen wij voorzichtig concluderen dat inzetten op een CI-criterium waarbij de state-of-the-art recycling van Li-Ion batterijen verplicht wordt gesteld, naast een vermindering van primair materiaalgebruik op termijn ook een positieve bijdrage kan leveren aan het verminderen van broeikasgasemissies.

3 Zonnepanelen

3.1 Steekproef monitor

De longlist voor de productgroep Zonnepanelen bestaat uit 70 aanbestedingen. Uit de longlist is een steekproef genomen van 10 aanbestedingen. De steekproef vertegenwoordigt 5% van de totale geschatte financiële omvang van de longlist. Deze bestond uit aanbestedingen van 3 gemeenten, 3 waterschappen, 2 uitvoeringsorganisaties en 1 onderwijsinstellingen (zie Tabel 2).

Tabel 2: Overzicht van het aantal en type aanbestedende diensten in de longlist en steekproef

Type aanbestedende dienst	Aantal in longlist	Aantal in steekproef
Agentschappen	1	0
Basisonderwijs	1	0
Gemeenten	33	3
Havenbedrijven	2	1
Hogescholen	1	0
Inkoopsamenwerkingen	1	0
Netwerkbedrijven	2	0
Onderwijs	6	1
Provincies	1	0
Regionale opleidingscentra	2	0
Uitvoeringsorganisaties	3	2
Vervoerders	1	0
Waterbedrijven	2	0
Waterschappen	13	3

3.2 CI inzet monitor

De tenders uit de steekproef zijn handmatig nagelopen op eisen en criteria die circulaire oplossingen uitlokken, passend bij de R-strategieën 0-8. Bij vier van de 10 aanbestedingen is bij inkoop gevraagd naar circulaire maatregelen. Van de aanbestedende diensten in de steekproef houdt dus 40% in aantal, of 26% in geschatte financiële omvang, rekening met circulariteit bij de inkoop van zonnepanelen.

De typen maatregelen die zijn ingezet staan in Tabel 3. In de laatste kolom staat of het effect van de maatregelen te kwantificeren was. In de volgende paragraaf staat verder toegelicht waarom kwantificeren wel of niet mogelijk was.

Tabel 3: Vormen van CI inzet per R-strategie voor zonnepanelen uit tenderteksten

R-strategie	Circulair inkopen eis/criteria	Toelichting	Kwantificeerbaar effect
R0 Refuse	Niet te achterhalen via tenderteksten		
R1 Rethink	Niet te achterhalen via tenderteksten		
R2 Reduce	Zonnepanelen zijn PID-vrij; PID = Potential Induced Degradation	PID-vrij betekent dat onder de IEC 62804 standaard rendement verlies beperkt is (IEC, 2015):	Nee, dit is reeds standaard in de periode 2017-2018.
R3 Re-use	Niet gevonden in tenderteksten		
R4 Repair	Niet gevonden in tenderteksten		

R-strategie	Circulair inkopen eis/criteria	Toelichting	Kwantificeerbaar effect
R5 Refurbish	Niet gevonden in tenderteksten		
R6 Re-manufacture	Niet gevonden in tenderteksten		
R7 Re-purpose	Niet gevonden in tenderteksten		
R8 Recycle	De producent van de zonnepanelen dient lid te zijn van PV Cycle of een gelijkwaardige organisatie die de inname en recycling van zonnepanelen na gebruik organiseert.		Ja, dit kan leiden tot een hoger percentage recycling van de materialen waaruit de PV-panelen bestaan.

3.3 CI effect monitor

De aanbestedende diensten van de aanbestedingen uit de steekproef zijn gebeld voor een telefonisch interview over de geleverde producten en hoe CI daarin doorwerkte. Voor alle vier de aanbestedingen met CI wordt de volgende maatregel verder verkend: lid zijn van PV Cycle of een gelijkwaardige organisatie (R8). Het doelbewust inzamelen van zonnepanelen kan leiden tot een hoger percentage van recycling dan al wettelijk verplicht is via de WEEE directive. Dit wordt in de volgende paragrafen verder uitgewerkt. De andere maatregel betreffende PID vrije zonnepanelen (R2) wordt niet gekwantificeerd omdat dit reeds standaard is in de periode 2017-2018; de eerste NEN-normen voor PID tests zijn in 2015 gepubliceerd[1] en in 2020 is hier een update van gepubliceerd.[2]

3.4 CI-effect Verkenning

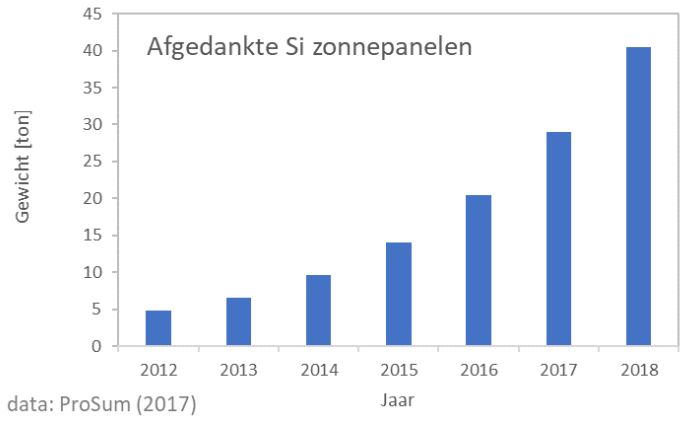
Om het CI-effect te kunnen kwantificeren zijn verschillende gegevens nodig en moeten verschillende aannames op hoofdlijnen worden gemaakt. Ten eerste moeten we een beeld hebben van de hoeveelheid ingezamelde panelen in 2018 en het aandeel van PV-cycle en vergelijkbare organisaties bij deze inzameling. Ten tweede moet de recycling technologie die gebruikt wordt door PV-cycle en vergelijkbare organisaties en de marktstandaard voor recycling technologie bekend zijn. Ten derde moeten we weten hoeveel zonnepanelen zijn geïnstalleerd door de overheid in 2018. Als laatste zullen we een aanname moeten maken over de verwerking van de PV-panelen wanneer ze aan het eind van hun levensduur zijn. Complicerende factor is het bestaan van meerdere PV-technologieën elk met hun eigen karakteristieken en mogelijkerwijs specifieke recycling methoden.

Ingezamelde PV-panelen

Afgedankte PV-panelen worden in Nederland behandeld als elektronisch afval (EU, 2012). Leveranciers en producenten van PV-panelen zijn verplicht om de afgedankte PV-panelen in te nemen (IenW, 2016). In hoeverre de ingenomen PV-panelen worden hergebruikt (R3, R4 en R5 strategie) is onduidelijk. Een deel van de PV-panelen wordt ingenomen door PV-cycle. PV-cycle is een mondiale organisatie zonder winstoogmerk waar bedrijven lid van kunnen worden. PV-cycle heeft als doel om de teruggenomen PV-panelen met de best beschikbare technieken te recyclen (PV cycle, 2020). In Nederland werd 16 ton PV-panelen ingezameld en verwerkt door PV-cycle in 2018. Ongeveer 95% van deze panelen waren Si PV panelen (PV-cycle, 2018). Een andere aanbieder van zonnepaneel recycling in Nederland is Zonne-energie Recycling Nederland (ZRN, 2020). Deze recycling service aanbieder probeert ook de materialen uit de zonnepanelen terug te winnen.

[1] https://www.nen.nl/NEN-Shop/Norm/IECTS-6280412015-en.htm; bezocht op 28-05-2020
[2] https://www.nen.nl/NEN-Shop/Norm/IECTS-62804112020-en.htm; bezocht op 28-05-2020

De ProSum database (Huisman et al., 2017) heeft schattingen voor de hoeveelheid afgedankte zonnepanelen per technologie in 2018 in Nederland, zie Figuur 5.

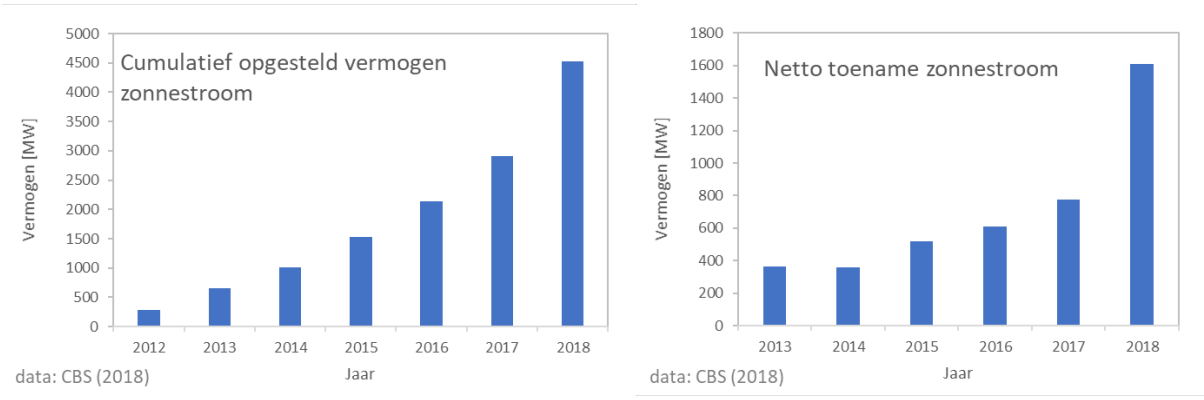


Figuur 5: Gewicht van de afgedankte Si zonnepanelen in Nederland van 2012 tot 2018. Van alle afgedankte zonnepanelen is >99% van de panelen Si-based. Data afkomstig van ProSum.

Volgens ProSum is het overgrote deel (99%) van de afgedankte panelen op basis van silicium. We mogen onze inschatting van het CI-effect daarom volledig baseren silicium PV-technologie. Op basis van de gegevens van PV cycle en ProSum lijkt PV cycle een marktaandeel van ongeveer 40% te hebben in de verwerking van afgedankte PV-panelen in 2018.

Geïnstalleerd vermogen

Volgens RVO (2016) vormde monokristallijn (50,9%) en multikristallijne silicium (44,5%) ruim 95% van de geïnstalleerde panelen. Dit onderstreept nogmaals dat de bepaling van het CI-effect volledig gebaseerd mag worden op silicium PV-technologie. De hoeveelheid geïnstalleerd vermogen kan omgerekend worden in het oppervlak geïnstalleerd vermogen op basis van de efficiëntie van de zonnepanelen. Een gemiddelde efficiëntie van in 2018 geïnstalleerde zonnepanelen is ongeveer 0,28 kWp per paneel (RVO, 2016). Deze schatting is gemaakt op basis van verzamelde kengetallen (CBS, 2018) rekening houdend met een toenemende efficiëntie van de panelen. Dit betekent dat ongeveer netto 9,5 miljoen m^2 zonnepanelen werd geïnstalleerd. Met een gewicht van 11 – 12 kg per m^2 mono of multikristallijne silicium zonnepaneel (Zonnepanelen-Info, 2020) betekent dat er tussen de 10.000 en 12.000 ton zonnepaneel is geïnstalleerd in Nederland in 2018. De hoeveelheid afgedankte panelen door PV cycle in 2018 (16 ton) is klein ten opzichte van deze netto toename. We mogen dus aannemen dat de netto toename zo goed als gelijk is aan de bruto toename.



Figuur 6: Cumulatief opgesteld vermogen zonnestroom (links) en jaarlijkse netto toename aan opgesteld vermogen zonnestroom in Nederland (rechts). Gegevens afkomstig van CBS (2018).

Uit cijfers van het CBS (CBS, 2018) blijkt dat ongeveer 4% van de panelen werd geïnstalleerd door overheden. Dit betekent dat in 2018 overheden voor ongeveer 64 MW zonnepanelen liet installeren. Dit komt overeen met 4200 – 4700 ton zonnepanelen.

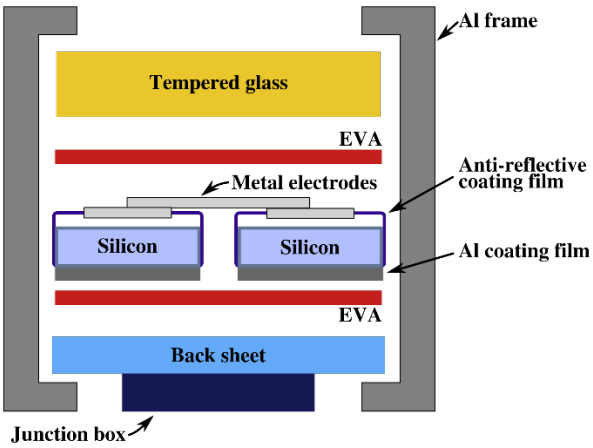
Wanneer vindt de daadwerkelijke winst plaats?

Het bepalen van de materiaalwinst die misschien behaald kan worden met de recycling van de ingekochte panelen in de periode 2017/2018 kan alleen op basis van een toekomstscenario. Het afdanken en recycling van de panelen zal pas over decennia plaatsvinden. Er wordt vaak aangenomen dat PV-panelen een levensduur hebben van 20 tot 30 jaar (Wambach et al., 2018; Fraunhofer ISE, 2019). De materiaal- en milieuwinst van CI wordt pas behaald in de jaren 2040 – 2050. We weten niet in hoeverre de recycling technologie zich op dat moment heeft ontwikkeld en in hoeverre het gerecyclede materiaal op dat moment primair materiaal kan gaan vervangen.

Het gekozen scenario is een scenario waarbij het effect van CI wordt bepaald op basis van de huidige stand van de techniek. In z'n algemeenheid ontwikkelt de techniek zich onder invloed van marktkrachten in een richting waarbij een hogere efficiëntie wordt behaald (i.e. meer materiele output bij verminderde materiële en arbeid input). Daarnaast zullen toenemende hoeveelheden te recyclen PV-panelen investeringen in geavanceerde en specifieke technieken eerder rendabel maken. Het is daarom te verwachten dat in de toekomst de recycling percentages omhooggaan en dat de kwaliteit van het teruggewonnen materiaal beter wordt.

Recycling technologie

Er is veel bekend over de huidige mogelijke technieken om materialen terug te winnen uit PV-panelen specifiek de amorf-silicium, mono- en multikristallijne zonnecellen. Een zonnepaneel bestaat uit een aantal componenten, zoals schematisch weergegeven in Figuur 7. Het Si halfgeleidermateriaal, de onderlinge elektrische geleidende banen en het glaspaneel zijn verlijmd met ethylene-vinyl acetate (EVA). De glasplaten zitten geklemd in een aluminium frame. De verlijming maakt het lastig om de verschillende onderdelen uit elkaar te nemen.



Figuur 7: Schematische weergave van een Si-zonnepaneel. Figuur op basis van Kang et al. (2012).

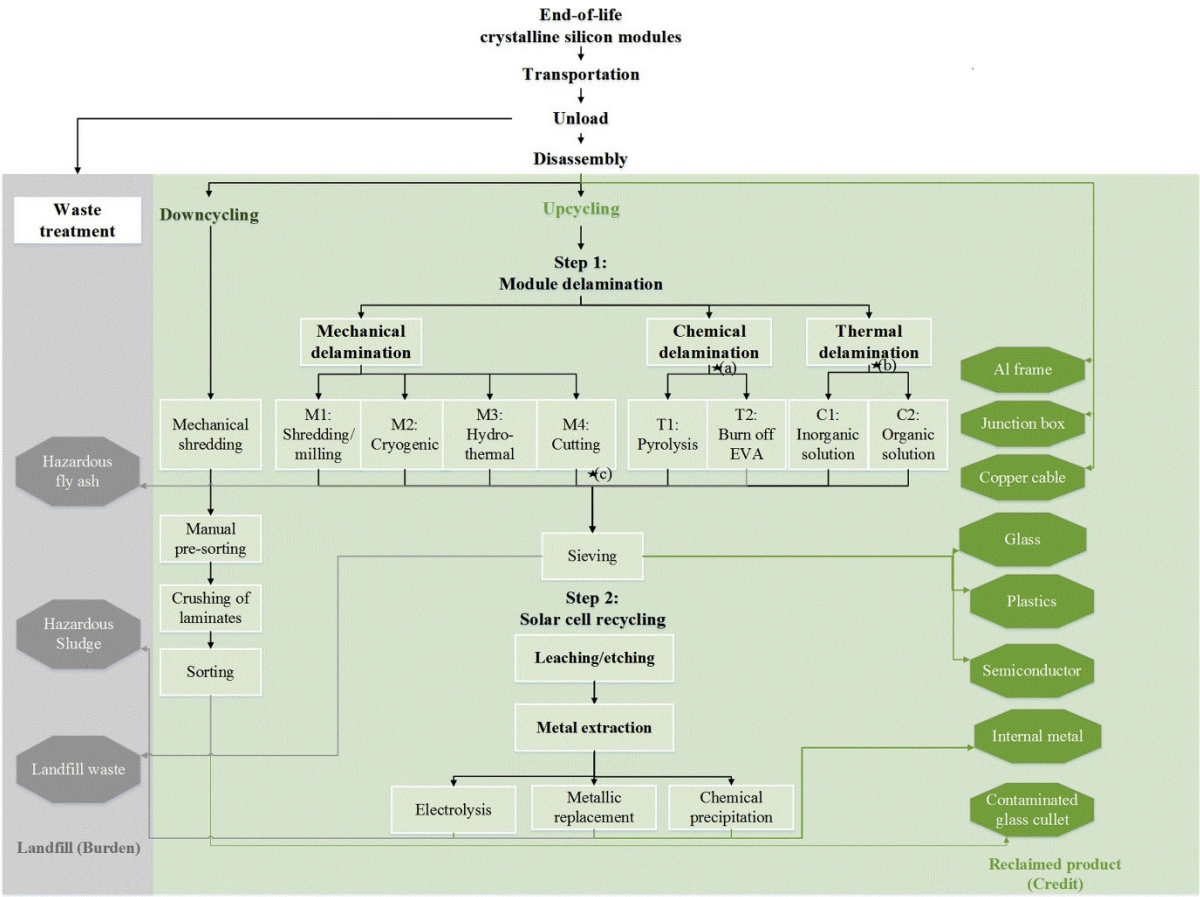
De hoeveelheid materiaal in afgedankte Si zonnepanelen wordt gerapporteerd door Latunussa et al. (2016a) en is weergeven in Tabel 3. Deze getallen zijn onzeker. De Si-zonnepanelen van verschillende fabrikanten kunnen verschillen in compositie. De getallen in Tabel 4 geven wel een beeld van de belangrijkste componenten op gewichtsbasis.

Tabel 4: Gewichtsverdeling van de verschillende onderdelen van 1000kg afgedankte Si PV panelen. Data overgenomen uit Latunussa et al. (2016a).

Onderdeel	Hoeveelheid	Eenheid	Percentage (%)
Glas, antimoon houdend	700	kg	70
Aluminium frame	180	kg	18
EVA	51	kg	5,1
Zonnecel bestaande uit het Si halfgeleider materiaal	36,5	kg	3,65
Backsheet	15	kg	1,5
Kabels (koper en plastics)	10	kg	1
Interne geleider (aluminium)	5,3	kg	0,53
Interne geleider (koper)	1,14	kg	0,11
Zilver	0,53	kg	0,053
Overige metalen (tin, lood)	0,53	kg	0,053

Uit Tabel 4 kunnen we afleiden dat de grootste massa het glas en aluminium zijn. Als deze materialen volledig teruggewonnen kunnen worden dan wordt een materiaal hergebruikspercentage op gewichtsbase van circa 90% behaald.

Er zijn in hoofdlijnen drie recycling routes te onderscheiden die we gemakshalve de mechanische, chemische en thermische route noemen. Deze routes worden getoond in Figuur 8 overgenomen uit Deng et al (2019). Het onderscheid tussen de recycling routes bestaat uit het proces waarmee de verschillend lagen waaruit het zonnepaneel bestaat, uit elkaar (delamination) gehaald worden.



Figuur 8: Drie end-of-life recyling routes voor crystalline silicon modules. NB de tekstboxen "chemical delamination" en "thermal delamination" moeten worden omgeruild. Figuur overgenomen uit Deng et al (2019).

Recycling door PV-cycle en vergelijkbare aanbieders

De mechanische recycling route doormiddel van shredding/milling (route M1 in Figuur 8) werd gebruikt door PV-Cycle in 2018. Maltha is het bedrijf die dit recycling proces uitvoert voor PV-cycle (Wambach et al., 2018). De Wambach et al. (2018) studie is gebruikt voor het bepalen van het CI-effect. De studie heeft specifiek levenscyclus gegevens verzameld met betrekking tot vijf commercieel werkende PV-paneel recycling processen in Europa o.a. van Maltha.

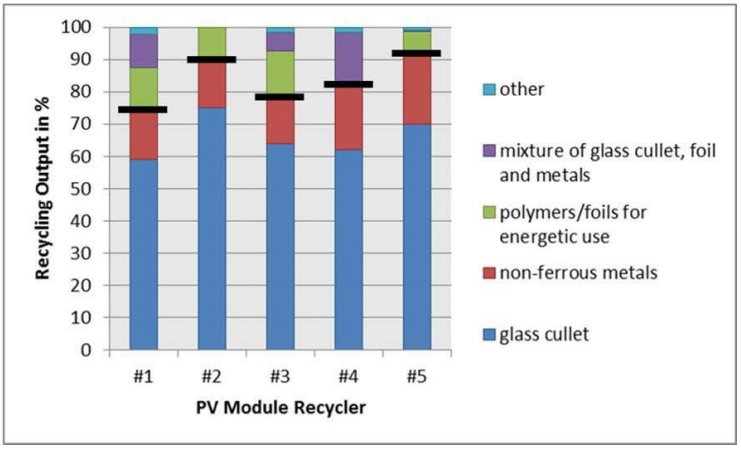
Bij het vergelijken van de verschillende recycling routes maken we onderscheid tussen materiaal recycling en materiaal recycling + energieterugwinning percentage[3]. Dit onderscheid wordt ook gemaakt in het nationale (W)EEE-register (waarover later meer). Het materiaal recycling percentage is de hoeveelheid materiaal die toepassing vindt in nieuwe producten. Het materiaal en thermische recycling percentage is inclusief de materialen die naar een afvalverbrandingsoven gaan met thermische terugwinning. Voor de zonnepanelen zijn dat de polymeren.

De studie van Wambach et al (2018) geeft een schatting van de hergebruik en recycling percentages van de verschillende onderdelen waaruit het Si PV paneel is gemaakt. In Figuur 9 zijn de resultaten van de studie samengevat in de vorm van de recycling output van de vijf onderzochte recyclers.

[3] Binnen WEEE wordt hier meestal gesproken van materiaalhergebruik aan de ene kant en recycling aan de andere kant. Waarbij met recycling ook verbranding met energieterugwinning wordt meegenomen. Wij gebruiken materiaal recycling en materiaal recycling + energieterugwinning als termen omdat dit ons inziens de lading beter dekt.

Respondent #3 is Maltha. De dikke zwarte lijnen in elk staafdiagram geven het percentage hergebruikt materiaal aan.

De grootste hoeveelheid materiaal die teruggewonnen wordt is glas gevolgd door non-ferro metalen. Het materiaal in de PV-cellen en de polymeren gaat verloren. Het percentage teruggewonnen glas voor deze vijf recyclers ligt tussen de 59% en 75%. Het percentage teruggewonnen non-ferro metalen, inclusief de Al frames ligt tussen de 14% en 22%. Het percentage materiaalhergebruik bij de vijf recyclers ligt tussen de 75% en 92%. Het hoogste materiaal hergebruik percentage werd behaald bij de recycler (respondent #5) die de thermische route gebruikt om de verschillende lagen van het PV-paneel uit elkaar te halen. Respondent #1 - #4 gebruikten de mechanische route.



Figuur 9: Fractionele verdeling van de output van de vijf verschillende recyclingbedrijven onderzocht door Wambach et al (2017) per materiaal categorie. Respondent #3 is Maltha (Polymeren zijn samengevoegd in mixture voor respondent #4). De dikke zwarte lijnen geven het totale recycling percentage aan. Figuur overgenomen uit Wambach et al (2017).

Het is ook mogelijk een aan te geven waar het gerecyclede materiaal van respondent #3 een nieuwe bestemming vindt. Deze resultaten staan samengevat in Tabel 5.

Tabel 5: Bestemming van de materialen gescheiden door Maltha. Overgenomen uit Wambach et al (2017).

Onderdeel	**Bestemming**
Glas, antimoon houdend	glasschuim en glaswol thermische isolatiemateriaal
Aluminium frame	nieuwe aluminium producten
EVA	afvalverbrandingsoven (met thermische terugwinning)
Zonnecel bestaande uit het Si halfgeleidermateriaal	stort
Backsheet	afvalverbrandingsoven (met thermische terugwinning)
Kabels (koper en plastics)	WEEE recycler
Interne geleider (aluminium)	stort
Interne geleider (koper)	stort
Zilver	stort
Overige metalen (tin, lood)	stort

Omdat het teruggewonnen glas vervuild kan zijn met plastic, silicium en metalen wordt het gebruikt als glaswol of glasschuim in thermisch isolatiemateriaal. De aluminium frames worden volledig recycled. De junction boxes gaan naar een WEEE recycler. Materiaal van de overige componenten kan niet worden gerecycled.

Latunussa et al (2016b) geeft inzicht in de "vermeden" emissies door de recycling van PV-panelen. De marktstandaard en het geavanceerde recycling proces door respondent #5 werden geanalyseerd. De marktstandaard en het geavanceerd recycling proces ontliepen elkaar niet veel waar het ging om netto vermeden GHG-emissies. De netto vermeden CO_2-emissies worden ingeschat op ongeveer 1.5 kg CO_2-eq per kg PV-module voor de markstandaard PV-module recycling[4]. Er wordt gesproken over netto "vermeden" emissies omdat het de som is van de emissies die samenhangen met het recycling proces en de "vermeden" emissies doordat secundaire materialen teruggewonnen tijdens het recycling proces, productie van primaire materiaal verdringt. De kwantiteit "vermeden" emissies zijn uitkomsten van modellen en aannames en zijn onzeker. Aannames over de mate waarin secundaire materialen, de productie van primaire materialen verdringt zijn van grote invloed.

De marktstandaard voor recycling

De vorige paragraaf gaf een beeld van de teruggewonnen materialen wanneer de PV-panelen worden gerecycled in het specifiek door de recycler die de service verleent voor PV-cycle. Hoe de totale markt van PV-paneel terugname en recycling functioneerde in 2018 wordt in deze paragraaf behandeld. Deze vraag is van belang omdat het CI-effect is gedefinieerd als additioneel effect bovenop de marktstandaard (Zijp et al., 2020a).

Omdat PV-panelen vallen onder de WEEE directive is terugname en recycling sinds 2012 een verplichting in Europa. Onder de WEEE directive zijn inname- en recycling percentages afgesproken. Deze inname en recycling percentage worden gevolgd in het nationale WEEE-register.

De streefwaardes en behaalde waardes voor inname, materiaal recycling en thermische recycling staan in Tabel 6 en zijn overgenomen uit het nationaal (W)EEE register (www.nationaalweeeregister.nl).

Tabel 6: Gerapporteerde inzameling, materiaal recycling en materiaal + verbranding met energieterugwinning percentages in het (W)EEE register voor Nederland in 2018 voor fotovoltaïsche panelen. Overgenomen uit het nationaal (W)EEE register (www.nationaalweeeregister.nl).[5]

Indicator	Streefwaardes	Behaalde waardes
Inzameling percentage	45%	0%
Materiaal recycling + energieterugwinning percentage	80%	88%
Materiaal recycling percentage	70%	77%

Het behaalde inzamelingspercentage lijkt laag maar dit komt door de definitie. Het inzameling percentage wordt berekend als de hoeveelheid ingezamelde panelen ten opzichte van de hoeveelheid op de markt gebrachte zonnepanelen in hetzelfde jaar. Zoals besproken in een voorgaande paragraaf is er een sterke toename van nieuw geplaatste zonnepanelen met een lange

[4] Een LCA studie verricht door Stolz et al (2017) op basis van de data verzameld door Wambach et al (2017) geeft een getal van 0.12 kg CO_2 per kg PV module. Er is gekozen om de data van Latunassa et al (2016) te gebruiken omdat deze transparant zijn gedocumenteerd en in het rapport van Stolz et al de "vermeden" emissies alleen terug te rekenen uit relatieve getallen en de absolute getallen niet zijn gegeven.

[5] Binnen WEEE wordt hier meestal gesproken van materiaalhergebruik aan de ene kant en recycling aan de andere kant. Waarbij met recycling ook verbranding met energieterugwinning wordt meegenomen. Wij gebruiken materiaal recycling en materiaal recycling + energieterugwinning als termen omdat dit ons inziens de lading beter dekt.

levensduur en zijn er relatief weinig afgedankte panelen. Daardoor is per definitie het inzamelingspercentage laag. De streefwaarde van 45% geldt voor het collectief van (W)EEE en is in de huidige situatie niet relevant.

De generieke (W)EEE recycling streefwaarde van 80% en recyclingpercentage van 70% worden gehaald voor zonnepanelen, zie Tabel 6. De behaalde waardes geven inzicht in hetgeen de markstandaard is voor afgedankte zonnepanelen. Als we de marktwaarde voor hergebruik (77%) vergelijken met het materiaal hergebruik percentage gerapporteerd door de 5 recyclers (tussen de 75% en 92%) en specifiek respondent #3, dan zien we dat de recyclers niet heel veel beter presteren dan de markt.

Omdat de recyclers, waarvan één expliciet wordt genoemd in de CI-criteria, niet heel veel meer en andere materialen weten terug te winnen dan het hergebruikspercentage gerapporteerd in het (W)EEE register en dan wat de gemiddelde recycler wint, concluderen we dat het CI-inkoop geen winst op heeft geleverd in 2018.

Verkenning potentiële winst

Zoals boven beargumenteerd is de marktstandaard voor de recycling van zonnepanelen waarschijnlijk ongeveer gelijk aan de recycling die via CI-criteria over lidmaatschap van PVcycle worden gerealiseerd. De CI-winst is dus zeer gering of afwezig in 2018.

Niettemin kunnen we schatten wat de vermeden CO_2-emissies zijn wanneer we vergelijken met een situatie waarin geen recycling van zonnepanelen plaatsvindt voor de overheden. Op basis van de besproken gegevens kan geschat worden dat de aankoop van 64 MW geïnstalleerd vermogen PV in 2018 door overheden, ongeveer 6,3 – 7,0 mln. kg CO_2-emissies worden vermeden als deze panelen met de techniek van nu worden gerecycled in plaats van gestort. Aangezien het CI-criterium zich niet onderscheidde van de marktstandaard leverde die geen CI winst op.

De gevonden literatuur kan gebruikt worden om opties te onderzoeken om te komen tot een hoger materiaalhergebruikpercentage of een hogere vorm van recycling. Om CI winst te maken, zijn er nieuwe criteria nodig en dit zou een aanzet kunnen zijn om tot een nieuwe generatie van CI-criteria te komen.

Het opnemen van CI-criterium voor het kunnen aanschaffen van re-used of re-furbished zonnepanelen is waarschijnlijk weinig effectief omdat er momenteel nog maar weinig zonnepanelen vrijkomen die hiervoor geschikt zijn. Vooral ten opzichte van de vraag. In 2018 is de vraag naar zonnepanelen door de overheid alleen al veel groter dan de totale hoeveelheid afgedankte zonnepanelen. In hoeverre het opnemen van een repair CI-criterium voor zonnepanelen mogelijk is, is niet duidelijk. Zijn zonnepanelen te repareren en hoe vaak gaan zonnepanelen kapot?

Er lijken verschillende opties te zijn voor CI-criteria samenhangend met re-manufacture en recycling. Verschillende LCAs van zonnepanelen laten zien welke materialen bijdragen aan de grootste CO_2-emissies tijdens de recycling. De recycling van deze materialen zou prioriteit gegeven kunnen worden.

Een LCA-studie van Back et al (2017) suggereert dat de recycling van zilver en koper tot een grotere reductie van GHG-emissies leidt dan de recycling van glas en aluminium ondanks dat glas en aluminium een groter gewichtsaandeel heeft dan zilver en koper, zie Tabel 4. Een andere studie, Stolz et al (2017), concludeert dat de recycling van koper en aluminium een groter effect heeft dan de recycling van glas. Als derde concludeert Corcelli et al (2018) dat aluminium recycling en PV-cel silicium recycling het meeste effect heeft op het terugdringen van de GHG-emissies. Deze drie

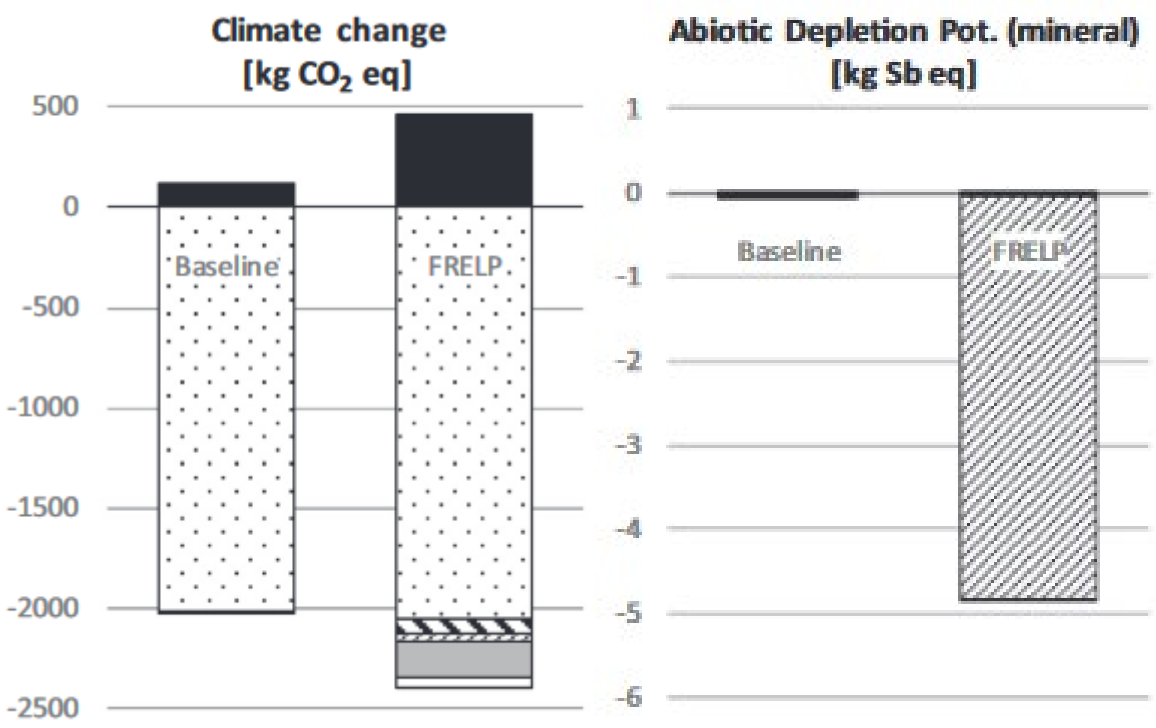
studies komen allen tot de conclusie dat de recycling van het grote gewichtsaandeel glas in de PV-panelen niet de grootste GHG-emissie winst leidt maar dat deze winst vooral in de recycling van de metalen ligt. De drie studies komen elk met een andere analyse van de belangrijkste metalen. Verschillende aannames over het gehalte metalen (de techniek ontwikkelt zich snel) of verschillen in de LCA-methode kunnen tot deze verschillen hebben geleid.

Een uitgebreid beschreven LCA-studie is uitgevoerd door Latunussa et al. (2016b). In deze LCA-studie is uitvoerig beschreven hoe een verbeterde recycling van kristallijne Si PV panelen tot een verminderde uitstoot van broeikasgassen kan leiden. Dit verbeterde proces heet Full Recovery End-of-Life Photovoltaic (FRELP). Het proces volgt de thermische delamination route (Figuur 8) waarna m.b.v. van zuur uitloging en elektrolyse metalen worden teruggewonnen. Het proces is ontwikkeld door respondent #5 in Figuur 9. De potentiële klimaat impacts van het recycling proces en de terugwinning van materialen tijdens deze recycling zijn vergeleken met de potentiële impacts van de productie van ci-Si panelen in Tabel 7.

Tabel 7 De GHG emissies en benefits van de productie van 1000 kg ci-Si PV paneel met behulp van een geavanceerde recycling technologie (FRELP). Data afkomstig van Latunussa et al. (2016b).

Life cycle stage	GHG emissies [kg CO_2-eq]
PV panel productie	9350
PV panel eol afvalbehandeling	370
PV panel materiaal recycling	-2274

Deze geavanceerde recycling technologie is vergeleken met de marktstandaard (baseline) voor recycling van ci-Si PV panelen. De resultaten zijn weergegeven in Figuur 10, afkomstig uit Ardente et al (2019).



Figuur 10: Vergelijking van de potentiële klimaat en abiotisch materiaal impact van de recycling van 1000kg ci-Si PV panelen met behulp van de marktstandaard recycling methode (baseline) en een geavanceerde methode die meer metalen

kan terugwinnen (FRELP). De zwarte vlakken geven de CO_2-emissies weer die samenhangen met het recycling proces. De vlakken onder de nullijn is de "winst" die behaald wordt met het terugwinnen van de materialen. De grootste "klimaat winst" wordt behaald met de terugwinning van aluminium. De grootste "materiaal winst" wordt behaald met de terugwinning van zilver. Figuur overgenomen uit Ardente et al (2019).

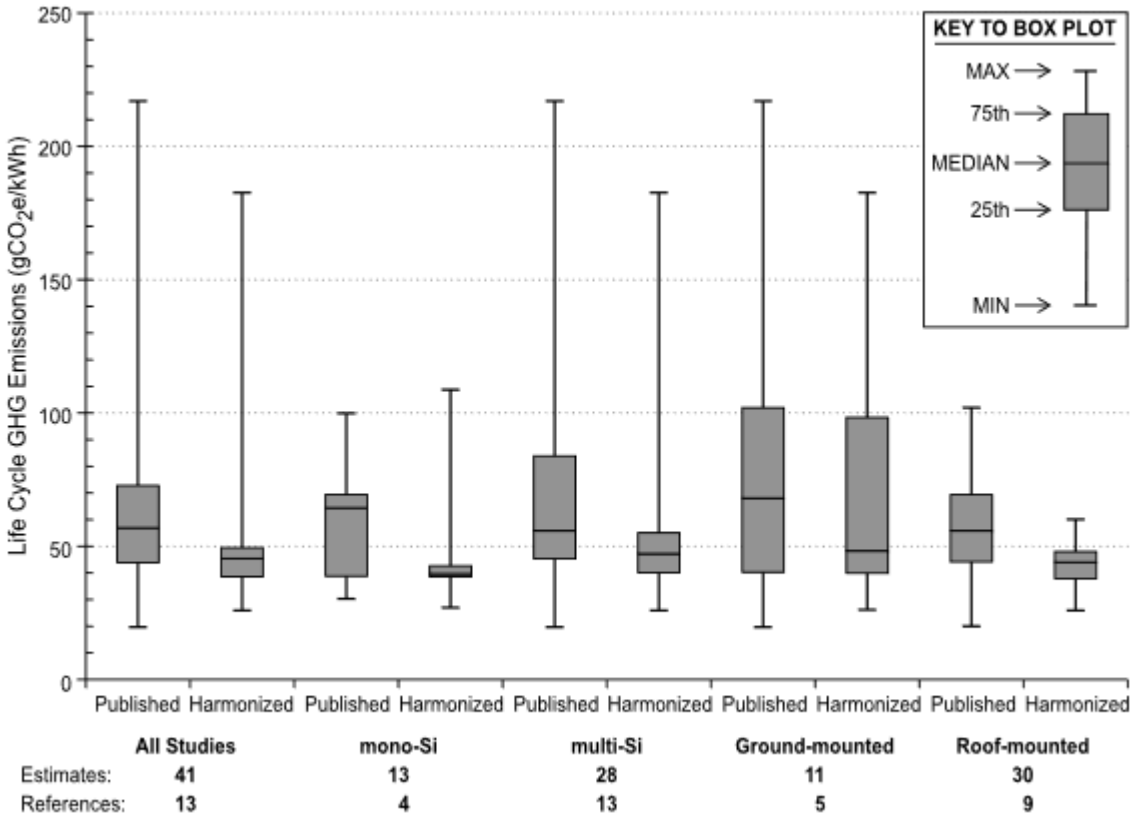
De "netto potentiële klimaat impact winst" van het PV-recycling proces kan berekend worden door de winst door terugwinning af te trekken van de emissies die samenhangen met het recycling proces. De nettowinst van het geavanceerde systeem en de marktstandaard ontlopen elkaar niet veel. De terugwinning van materialen ligt wel hoger, zie Figuur 9. Beseft moet worden dat bij al bovenstaande getallen, dat deze sterk afhankelijk zijn van de huidige stand van techniek, zowel bij het maken van de PV-panelen als wel de recycling technologie en allerlei achtergrond processen zoals CO_2-emissies tijdens transport en CO_2-emissies samenhangend met de elektriciteit productie. Eenzelfde analyse van de recycling van PV-panelen in 2025 – 2030 zal heel andere uitkomsten kunnen hebben.

Niettemin kunnen we concluderen op basis van bovenstaande studies dat glas recycling niet de meeste CO_2 "winst" geeft maar de recycling van aluminium, koper, zilver en silicium. Het huidige CI-criterium stuurt op recycling op gewicht basis wat voornamelijk wordt bereikt door glas recycling. Sturen op de recycling van de non-ferro metalen zou overwogen kunnen worden. Extra recycling van metalen genereert netto niet meer potentiële klimaat impacts maar verhoogt wel de recycling percentages.

Om een hogere vorm van recycling van PV-panelen interessant te maken voor fabrikanten zou zelfs nagedacht kunnen worden aan product servicesystemen waar de fabrikant gedurende de gehele levensduur van het PV-paneel eigenaar blijft van het paneel en ook verantwoordelijk is voor de afvalfase.

Naast een additionele/aangescherpte CI-criteria met betrekking tot de recycling van PV-panelen kan ook nagedacht worden over het type PV-paneel dat wordt ingekocht. De inkoop van zonnepanelen zou gestuurd kunnen worden op basis van de geschiktheid voor hergebruik en recycling. Ook zou de concentratie van kritische materialen in de zonnepanelen een criterium kunnen zijn. Bij al deze criteria speelt uiteraard dat het een afweging is in een groter systeem van criteria, zoals het maximale rendement per m^2 paneel. Deze twee strategieën: geschiktheid voor hergebruik en recycling én beperkt kritische materialen gebruik stellen eisen aan het product i.p.v. de gewenste verwerking van de afgedankte zonnepanelen.

Omdat de productiefase en de gekozen PV-technologie zo bepalend is voor de potentiële impacts die samenhangen met het gebruik van de technologie is als illustratie de GHG-emissies tijdens de productie van verschillende PV-panelen op een rijtje gezet. In Figuur 11 zijn de niet geharmoniseerde en geharmoniseerd potentiële klimaat impacts van de si-PV panelen op een rijtje gezet. De gegevens zijn afkomstig van Hsu et al (2012).



Figuur 11: Potentiële klimaat impacts van de productie van verschillende type ci-Si PV panelen afkomstig uit verschillende studies en genormaliseerd naar zelfde omstandigheden (zonne-instraling, levensduur). Figuur afkomstig uit Hsu et al (2012)

Duidelijk is dat er een grote variabiliteit is in de potentiële klimaatimpact van de productie van si-PV panelen zelfs als gepubliceerde data worden geharmoniseerd. De waarde voor ci-Si PV panelen wordt geschat op 52±29 g CO_2-eq/kWh.

Voor drie verschillende type thin film PV-panelen is een geharmoniseerde analyse gemaakt door Kim et al (2012). De resultaten van deze studie zijn helaas niet op dezelfde manier geharmoniseerd als de gegevens over de kristallijne Si PV panelen (o.a. is er gebruik gemaakt van een hogere zonne-instraling). De thin film technologieën kunnen wel onderling vergeleken worden maar niet vergeleken worden met de kristallijne Si-PV panelen. Volgens Kim et al (2012) zijn de GHG-emissies tijdens de gehele levenscyclus van PV-modules 20, 14, en 26 g CO_2-eq/kWh voor amorf-Si, CdTe, en CIGS. Deze gegevens laten zien dat voor verschillende thin film technologieën er grote verschillen bestaan in de geschatte CO_2-emissie.

Op basis van de CO_2 voetafdruk die een grote variabiliteit laat zien is het niet duidelijk welke PV-technologie gekozen zou moeten worden. Het lijkt erop dat het erg afhankelijk is van de manier waarop de PV-panelen worden ingezet en hoe de technologie zich ontwikkelt.

Een geharmoniseerd overzicht van materiaalgebruik samenhangend met productie van PV-panelen en de potentiële recycling van materialen is niet gevonden. Gezien het diverse karakter van de verschillende technologieën verwachten we dat voor de kleinere hoeveelheden metalen (koper, zilver, Indium, Cadmium, etc.) grote verschillen in concentratie in de PV-panelen. Het is aan te bevelen om zo'n overzicht te maken en op basis daarvan te analyseren of het kan dienen als basis van een CI-criterium.

4 ICT hardware

4.1 Steekproef Monitor

Onder ICT-hardware aangeschaft door overheden worden de mobiele telefoons, tablets, notebooks en desktop PCs verstaan. Uitgesloten van deze categorie is netwerkapparatuur, serverdiensten en samenhangende servers en andere netwerkdiensten. De longlist voor de productgroep ICT Hardware bestaat uit 302 aanbestedingen. Uit de longlist is een steekproef genomen van 10 aanbestedingen. De steekproef vertegenwoordigt 2% van de totale geschatte financiële omvang van de longlist. Deze bestond uit aanbestedingen van 2 gemeenten, 1 universiteit, 1 regionaal opleidingscentrum, 1 veiligheidsregio en 4 onderwijs en 1 basisonderwijs instelling (zie Tabel 8).

Tabel 8: Overzicht van het aantal en type aanbestedende diensten in de longlist en steekproef

Type aanbestedende dienst	Aantal in longlist	Aantal in steekproef
Agentschappen	1	0
Basisonderwijs	13	1
Brandweer	1	0
Gemeenschappelijke regeling	4	0
Gemeenten	41	2
Havenbedrijven	1	0
Hogescholen	12	0
Inkoopsamenwerkingen	5	0
Luchthavens	2	0
Ministeries	8	0
Musea	2	0
Netwerkbedrijven	5	0
Omroeporganisaties	3	0
Onderwijs	113	4
Opleidingsinstituten	4	0
Provincies	5	0
Regionale opleidingscentra	7	1
Sociale werkvoorzieningen	1	0
Uitvoeringsorganisaties	17	0
Universiteiten	13	1
Veiligheidsregio's	7	1
Vervoerders	4	0
Waterbedrijven	2	0
Waterschappen	11	0
Zelfstandige bestuursorganen	8	0
Ziekenhuizen	5	0
Zorgorganisaties	7	0

4.2 CI Inzet Monitor

De tenders uit de steekproef zijn handmatig nagelopen op eisen en criteria die circulaire oplossingen uitlokken, passend bij de R-strategieën 0-8. Bij acht van de 10 aanbestedingen is bij inkoop gevraagd naar circulaire maatregelen. Van de aanbestedende diensten in de steekproef houdt dus 80% in aantal, of 97% in geschatte financiële omvang, rekening met circulariteit bij de inkoop van ICT hardware.

De typen maatregelen die zijn ingezet staan in Tabel 9. In de laatste kolom staat of er effect wordt verwacht van de maatregelen.

Tabel 9: Vormen van CI inzet per R-strategie voor ICT Hardware uit tenderteksten

R-strategie	Circulair inkopen eis/criteria	Toelichting	Verwacht effect
R0 Refuse	Niet te achterhalen via tenderteksten		
R1 Rethink	Niet te achterhalen via tenderteksten		
R2 Reduce	Niet teruggevonden in de tenderteksten		
R3 Re-use	Onderzoek naar herinzet mogelijkheden van afgedankte telefoons		Ja, verlenging levensduur spaart nieuwe devices uit en daarmee materiaalgebruik.
R4 Repair	Vervangen van onderdelen in Pc's; Vervangen van onderdelen in Notebooks; Gebruik gerecycled verpakkingsmateriaal; Verkrijgbaarheid reserve onderdelen; Extra jaren garantie.	Behalve het criteria op extra garantie, komen deze eisen voort uit de PIANOo milieucriteria voor ICT hardware en mobiele apparaten (versie maart 2017).	Nee, de PIANOo minimumeisen zijn reeds standaard in de periode 2017-2018. Ja, het criteria op extra garantie, kan leiden tot een langere levensduur en gerelateerde grondstoffenbesparing.
R5 Refurbish	Mogelijkheid tot leveren refurbished apparatuur.		Ja, materiaal besparend om dat het in de plaats van een nieuw device wordt geleverd en gerelateerde grondstoffenbesparing.
R6 Re-manufacture	Niet teruggevonden in de tenderteksten		
R7 Re-purpose	Niet teruggevonden in de tenderteksten		
R8 Recycle	Niet teruggevonden in de tenderteksten		

4.3 CI effect Monitor

De aanbestedende diensten van de aanbestedingen uit de steekproef zijn gebeld voor een telefonisch interview over de geleverde producten en hoe CI daarin doorwerkte. De meeste van de eisen omtrent CI zijn gebaseerd op het PIANOo milieucriteria document (versie 2017); deze eisen worden gezien als standaard geleverd bij aanschaf van ICT-hardware. De overige maatregelen zijn gericht op het langer gebruiken van de ICT apparaten. Het verlengen van de levensduur kan leiden tot minder milieubelasting door vermeden inkoop van nieuwe apparaten.

Bij drie aanbestedingen wordt een effect verwacht. De eerste aanbesteding heeft een gunningscriteria opgenomen voor het aanleveren van refurbished apparaten. Contact met de aanbestede dienst heeft echter niet geleidt tot het verkrijgen van de benodigde gegevens voor het maken van een effect berekening. Bij de tweede aanbesteding kan gunning op twee, drie of vier jaar extra garantie ervoor zorgen dat de apparaten langer meegaan door reparaties. Het effect voor deze aanbesteding kon niet worden berekend doordat er geen contact met de aanbestedende dienst kon worden gelegd. Bij een derde aanbesteding bleek dat er via het programma van wensen apparaten

waren geleverd die TCO[6] en EPEAT GOLD[7] zijn gecertificeerd en er onderzocht werd welk percentage van de appraten na gebruik geschikt zijn voor herinzet. De certificaten, met name EPEAT GOLD, gaan verder dan de PIANOo minimum eisen. Het effect van de aanbesteding kon niet worden berekend omdat de concrete betekenis van de certificering in termen van circulariteit niet inzichtelijk werd. Daarnaast bleek was er geen administratie beschikbaar over hoeveel van de apparaten per jaar geschikt zijn voor herinzet.

Samenvattend zijn gaan acht van de tien aanbestedingen in op circulariteit, maar zijn een groot deel van de toegepaste minimumeisen marktstandaard. Drie toegepaste criteria gaan verder dan de marktstandaard, maar het effect ervan kon niet worden berekend vanwege gebrek aan administratie over de uitvoering van de maatregel. Deze conclusies zijn grotendeels in lijn met de MVI monitor 2015-2016 (Valk et al., 2019). De gestelde eisen ten aanzien van het thema circulair komen voort uit het PIANOo milieucriteria document (versie 2017). Het onderwerp refurbished en extra garantie komen ook in deze periode terug; er is echter geen toename te zien in de steekproef van aanbestedingen die hierop uitvragen.

Daarnaast laat een studie over ICT bij hoger onderwijs (Surf, 2016) en een studie over ICT bij de rijksoverheid (IenM, 2015) zien welke verschillende afwegingen spelen bij het zoeken naar hoe circulair inkopen van ICT vorm kan worden gegeven.

In hogere onderwijs instellingen

In 2016 heeft SURF (ICT-coöperatie van onderwijs en onderzoek) een enquête uitgevoerd onder universiteiten en hogescholen over beleid en praktijk van duurzame ICT en meer specifiek de omgang met e-waste ofwel elektronisch afval (Surf, 2016).

Uit deze studie blijkt dat smartphones en tablets de kortste levensduur lijken te hebben van gemiddeld 3 jaar. Alle overige categorieën schommelen tussen de 4 en 5 jaar (SURF, 2016). Eenzelfde beeld over de levensduur van ICT-hardware wordt geschetst door Huisman et al. (2012), zie hieronder.

Uit de enquête blijkt dat de hogere onderwijsinstellingen (HO - instellingen) waarde hechten aan het hergebruik van oude apparatuur door derden. De instellingen maakten nog geen duidelijk onderscheid tussen hergebruik en refurbishing. Hierbij werd aangemerkt dat refurbishing niet meer is dan hergebruik na een reparatie of verbeterslag. Kosten, opbrengsten en veiligheidsoverwegingen werden ook van groot belang geacht bij de afvoer van oude ICT-hardware.

Naast hergebruik werd recycling belangrijk gevonden door de HO-instellingen. Recycling gebeurt door marktpartijen. Deze marktpartijen moeten sinds 1 juli 2015 aan de WEEELABEX-certificering voldoen om een goede en verantwoorde recycling te garanderen.

Uit de SURF studie werd het niet duidelijk in hoeverre de verwerkers boven deze norm presteerden en de studie geeft geen inzicht in de hoeveelheden afgedankte ICT en hardware apparatuur en de verwerkingsroutes van deze apparatuur. In ieder geval wordt recycling belangrijk gevonden door de hogere onderwijsinstellingen en zijn er initiatieven om oude apparatuur een nieuw leven te geven.

Rijksoverheid

De rijksoverheid heeft tot aan 2015, op basis van dataveiligheid, kosten en milieu, ervoor gekozen om ICT-hardware te vernietigen middels een shredder, en het schroot zo optimaal mogelijk af te

[6] https://tcocertified.com/; bezocht op 02-11-2020
[7] https://epeat.net/; bezocht op 02-11-2020

zetten (IenM, 2015). Hogere vormen van circulaire maatregelen zoals re-use en refurbishment waren daarmee uitgesloten.

In 2015 is onderzocht welke alternatieve verwerkingsmethoden voor de datadragende ICT hardware van de rijksoverheid beschikbaar en realistisch zijn en hoe deze alternatieven zich tot elkaar verhouden en hoe deze alternatieven geïmplementeerd kunnen worden.

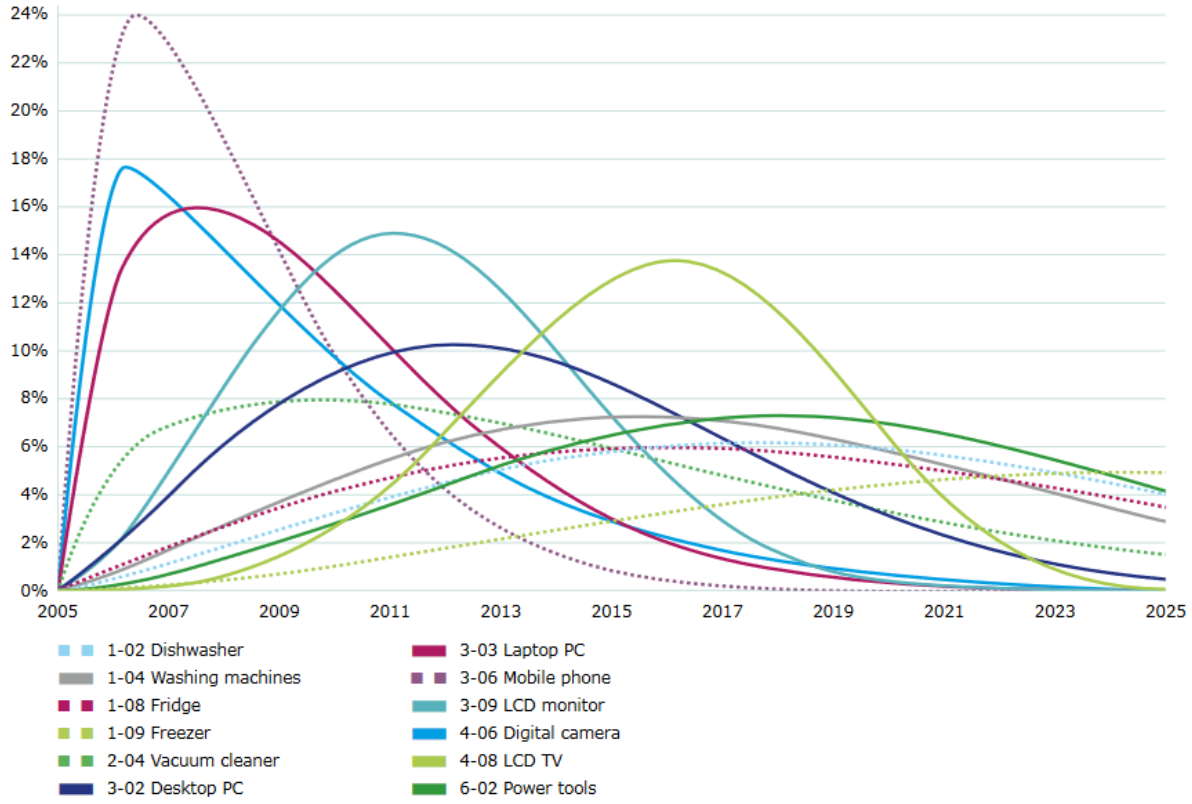
Uit deze analyse is gebleken dat circa 5% van de datadragende ICT-hardware ten alle tijden vanuit dataveiligheidsoverwegingen vernietigt moet worden met een shredder. Ander data dragende ICT-hardware kunnen na zorgvuldig wissen van alle data gereed gemaakt worden voor interne- en externe verkoop wat past in het streven naar een circulaire economie. Opvallend genoeg blijkt dat geheugen kaarten (USB sticks, mobiele telefoons) en de nieuwe snelle solid state disks (SSDs) niet veilig gewist te kunnen worden. Deze moeten dus vernietigd worden.

In de volgende paragrafen wordt een verkenning gedaan naar het effect van levensduur verlenging, hergebruik en recycling van ICT en aanbevelingen voor de richting waarop aanbestedende diensten kunnen denken om circulair ICT aan te besteden dat verder gaat dan de marktstandaard.

4.4 CI Effect Verkenning

Inleiding

Een kenmerk van ICT-hardware is hun korte economische levensduur. Mobiele telefoons hebben de kortste levensduur. Na een jaar zijn ongeveer 24% van de telefoons buiten gebruik. De langste levensduur hebben de desktop PCs. Na een jaar zijn 2% van de desktop PCs buiten gebruik, zie Figuur 12 overgenomen uit Huisman et al. (2012).



Figuur 12: Verblijftijden van verschillende elektronische apparaten die in 2005 op de markt zijn gekomen (% afgedankt per jaar). Figuur overgenomen uit Huisman et al., 2012.

De levensduur van de inkoop categorie ICT-hardware verschilt in dit opzicht sterk van de PV-panelen en de dienstauto's waar de levensduur veelal in de orde van decennia ligt. Het is dan ook voor de hand liggend dat CI inkoop maatregelen in de ICT-hardware categorie snel tot een zichtbaar resultaat kunnen leiden, als dit ook daadwerkelijk wordt geoperationaliseerd in de praktijk. Hierbij speelt gedrag van uiteindelijke gebruikers ook een rol: zuinig omgaan met devices en niet vanzelfsprekend een nieuwe aanvragen.

Een ander kenmerkend, maar minder onderscheidend, aspect van ICT-hardware t.o.v. dienstauto's en PV-panelen, is de snelle technologische ontwikkeling en de snelle opeenvolging van modellen met verschillende karakteristieken.

Voor laptops is onderzocht hoe de veranderingen in een bepaald type laptopmodel leidt tot verschillen in materiaalsamenstelling van de laptop. De conclusie was dat voor een laptop over de jaren 1999 t/m 2007 er verrassend weinig verschil was in de materiaallijst (bill of materials) voor een zelfde type laptop met een 14.1" scherm (Kasulaitis et al., 2015). Dit ondanks dat de functionaliteit (processor, schijfruimte, geheugencapaciteit, etc) door de jaren heen flink veranderde. Meer bepalend voor de materiaallijst is de grootte van de laptop (Kasulaitis et al., 2015). Hoe groter de laptop, hoe meer materialen gebruikt worden. Deze resultaten duiden erop dat in ieder geval voor laptops de milieu impact niet zozeer bepaald wordt door bouwjaar maar meer door de grootte van de laptop. Of eenzelfde conclusie ook geldt voor desktops en mobiele telefoons is onbekend.

Als de milieu impacts van desktops, laptops, thin clients en tablets vergeleken moeten worden is de vraag welke functionaliteit vergeleken moet worden. In hoeverre mag de functionaliteit van een desktop vergeleken worden met een thin client of een tablet? Aangezien we geen uitsluitsel kunnen geven over de functionaliteit die de verschillende computing devices leveren en die essentieel geacht wordt binnen de organisaties, zullen we geen aanbevelingen doen over de aankoop van een bepaald type hardware. Wel kunnen we het primair materiaalgebruik van de verschillende typen hardware vergelijken, indien bekend. Dit zou kunnen worden gebruikt bij strategiebepaling voor het systeem van devices waarvoor wordt gekozen.

Ingezamelde ICT-hardware

De inzameling en verwerking van ICT-hardware valt net zoals PV-panelen onder de WEEE directive (EU, 2012). In de WEEE directive is afgesproken dat er aan één van de twee volgende regels moet worden voldoen. 1) In 2019 moet 65% van de in dat jaar op de markt gebrachte IT en telecommunicatie apparatuur worden ingezameld of 2) als alternatief moet 85% van het WEEE worden ingezameld. In 2018 waren deze streefwaardes nog 45% en 80% respectievelijk. Deze inname en recycling percentage worden gevolgd in het nationale WEEE-register. De streefwaardes en behaalde waardes voor inname en recycling staan in Tabel 10 en zijn overgenomen uit het nationaal (W)EEE register (www.nationaalweeeregister.nl).

Tabel 10: Gerapporteerde inzameling, recycling en recycling + energieterugwinning percentages in het (W)EEE register voor Nederland in 2018 voor IT en telecommunicatieapparatuur. Overgenomen uit het nationaal (W)EEE register (www.nationaalweeeregister.nl).[8]

Indicator	Streefwaardes	Behaalde waardes
Inzameling percentage	45%	59%
Recycling + energieterugwinning percentage	80%	97%
Materiaal recycling percentage	70%	80%

Deze behaalde waardes zoals gerapporteerd in het (W)EEE register hoeven niet direct van toepassing te zijn op de ICT-hardware van overheden. Ten eerste is de IT en telecommunicatieapparatuur definitie uit het (W)EEE register breder dan de ICT-hardware categorie gehanteerd in het CI-monitoring programma. Zogenaamde "centralised data processing" en mainframes zijn onderdeel van de inzamelingspercentages. Ten tweede gelden de inzamelingspercentages voor alle apparatuur, niet alleen voor apparatuur vanuit de overheden. Van de ingezamelde apparatuur wordt veel gerecycled (97%). In hoeverre deze recycling tot een verlaging van milieu impacts en vermindering van primair materiaalgebruik leidt wordt verder besproken in de verkenning van potentiële winst (zie hieronder, p.32).

Monitoring van de hoeveelheid ingezameld ICT-afval en de verplichte rapportage aan het nationaal WEEE-register wordt verzorgd door de stichting ICT-milieu. Stichting ICT Milieu is opgericht in 2001 en behartigt de milieubelangen van circa 300 bedrijven uit de IT-sector, telecomsector en de sector kantoortechnologie. Volgens ICT-milieu werd er 9 miljoen kg ICT-hardware ingezameld in 2018 en 6,7 miljoen kg kon worden hergebruikt (ICT-milieu, 2018). In Tabel 11 is de onderverdeling naar type hardware gemaakt. In dezelfde rapportage worden in grote lijnen de hoeveelheden teruggewonnen materialen geschat (zie Tabel 12). De verminderde CO_2 uitstoot door deze terugwinning wordt geschat op 12.100 ton (ICT-milieu, 2018).

Tabel 11: Verschillende soorten ICT-apparatuur ingezameld in 2018 naar gewicht. Cijfers afkomstig uit ICT-milieu (2018).

Type	Aandeel gewicht percentage [%]
Printers	38
Klein ICT	8
Professioneel ICT	5
Desktop	26
Laptop	4
Mobiele telefoons	1
CRT	6
FPD	12

Tabel 12: Teruggewonnen materiaal door de recycling van ICT-apparatuur. Cijfers afkomstig uit ICT-milieu (2018).

Materiaal	Hoeveelheid (miljoen kg)
Metalen	4,6
Plastic	1,4
Glas	0,2

[8] Binnen WEEE wordt hier meestal gesproken van materiaalhergebruik aan de ene kant en recycling aan de andere kant. Waarbij met recycling ook verbranding met energieterugwinning wordt meegenomen. Wij gebruiken materiaal recycling en materiaal recycling + energieterugwinning als termen omdat dit ons inziens de lading beter dekt.

Overig	0,5

De gevonden informatie van het nationaal (W)EEE-register en ICT-milieu geven een beeld van de markstandaard voor ICT-hardware afvalverwerking. De gevonden informatie geeft geen inzicht in de aantallen devices, de aantallen afkomstig van de overheid en de manier waarop de ICT-hardware van de overheden wordt verwerkt.

In de volgende paragraaf bespreken we de potentiele winst van CI inkoop maatregelen, te weten minder (R0 refuse), hergebruik en herplaatsing (R3 Re-use) en daarmee samenhangend levensduurverlenging en refurbishment (R5), en recycling (R8 recycling).

Verkenning potentiële winst

Een eerste CI-inkoop maatregel die van belang is in de ICT-hardware categorie is R0-refuse. Zoals blijkt uit de SURF studie (SURF, 2017) is er een ontwikkeling gaande waarbij werknemers hun eigen laptop, telefoon en desktop gebruiken voor het werk. Deze BYOD (bring you own device) ontwikkeling zal waarschijnlijk versterkt worden door de huidige verschuiving naar (meer) thuiswerken. De aankoop en het beheer van ICT-hardware verschuift daarmee naar de werknemer. De aankoop van ICT-hardware maar ook het milieuvriendelijk afdanken van deze BYOD raakt hiermee buiten beeld van de overheidsinstellingen. Het zou zelfs kunnen leiden tot een schijnbaar verminderde aankoop in de ICT hardware categorie door overheden, terwijl dit feitelijk niet correct is. Een BYOD ontwikkeling betekent waarschijnlijk ook een verminderde uniformiteit in modellen in omloop wat niet bevorderlijk is voor refurbisment en re-use strategieën. Hoe invloedrijk deze BYOD trend is bij overheidsinstellingen is niet bekend. Hoe invloedrijk de BYOD kan worden en hoe MVI en CI-beleid vormgegeven kan worden voor BYOD ICT hardware zou verder onderzocht moeten worden. Hierbij kan worden gedacht aan stimuleren van het gebruik van één laptop en één telefoon voor zowel thuis als werk. Hierbij kan dualsim een belangrijke rol spelen als inkoop eis bij telefoons.

De verkoop van 2e hands laptops wordt al op commerciële schaal georganiseerd. Dit is vaak niet direct hergebruik, maar er vind vaak eerst repair of refurbishment palats. Het materiaalgebruik en de milieu impacts van 2^{e} hands laptops in vergelijking met nieuwe laptops is o.a. onderzocht door Hampus et al. (2019). Deze studie onderzocht de commerciële verkoop van 2^{e} hands laptops in Zweden. De laptops werden verkocht door heel Europa wat betekent dat de transportafstand een belangrijke factor was in de impact van de keten van deze 2^{e} hands producten. De studie hield er rekening mee dat een groot aandeel van de materialen van de nieuw aangekochte laptops en de 2^{e} hands laptops uiteindelijk gerecycled worden.

De conclusie van dit artikel is dat er overduidelijk voor alle milieu impact categorieën er voordelen zijn ondanks dat de 2^{e} hands laptops over heel Europa verscheept worden. De milieu impacts van deze 2^{e} hands laptops zijn tussen de 39% en 50% lager dan die van een nieuwe laptop Hampus et al. (2019). De grootste milieu impact in de keten van deze 2^{e} hands laptops werd veroorzaakt door de printplaat met al z'n componenten en daarnaast de behuizing van de laptop. De bijdragen van het lcd-scherm, de assemblage, transport en afvalfase waren kleiner.

Het gebruik van de 2^{e} hands laptops leidt ook tot een verlaging van het materiaalgebruik van 41% tot 50%, in vergelijking met nieuwe laptops. De metalen die functioneel[9] gerecycled konden worden droegen daar het meeste aan bij. Er zijn meerdere studies die wijzen op de vermindering van de milieu impacts van het gebruik van 2^{e} hands laptops. Deze regel kan niet direct toegepast worden op

[9] functionele recycling betekent dat de eigenschappen van de metalen of legering (b.v. fysisch of chemisch) weer worden gebruikt in een nieuwe metaal gebruikscyclus.

andere vormen van ICT-hardware. Efficiëntie van transport, een nette recycling van niet herbruikbare onderdelen als WEEE afval kunnen bepalend zijn.

De aanschaf van 2e hands laptops of het organiseren van de verkoop van oude maar nog werkende laptops zou een effectieve CI-maatregel kunnen zijn. Bij de verkoop van oude nog werkende laptops is veiligheid (definitief verwijderen gegevens) een belangrijk punt van aandacht. Bij de aanschaf van 2e hands laptops is het belangrijk in het programma van eisen heldere afspraken te maken over de combinatie tussen 2e hands en garantie voor het kunnen bieden van de functionaliteit (en uniformiteit) die noodzakelijk is binnen een overheidsorganisatie. Onderzoek naar deze afweging is essentieel voor het kunnen implementeren van deze maatregel.

Een goed georganiseerde recycling van afgedankte laptops en desktop, leidt tot verminderd primair materiaalgebruik. Van Eygen et al (2016) onderzocht het effect van recycling van laptops en desktops in België. Onder andere is berekend hoeveel van het materiaal in de afgedankte laptops en desktops weer hun weg terugvinden in nieuwe producten. Deze percentages staan in Tabel 13.

Tabel 13: Effectieve materiaalrecycling in massa procenten voor desktops en laptops in België in 2013 (Data overgenomen van Van Eygen et al., 2016).

Materiaal	**Desktop [%]**	**Laptop [%]**
IJzer	89	86
Aluminium	83	75
Koper	78	85
Waardevolle metalen	49	63
Andere nonferro metalen	29	90
Plastics	43	13

Hoge effectieve[10] recycling percentage worden behaald voor ijzer, aluminium en koper. Waardevolle metalen hebben een effectief recycling percentage tussen de 49% en 63%. De effectieve recycling percentages van andere non-ferro metalen laten een groot verschil zien. Het is onduidelijk waar dit door wordt veroorzaakt. Plastics worden nauwelijks gerecycled. Over het geheel wordt 49% van het materiaal in desktops gerecycled en 39% van het materiaal van laptops vind zijn weg terug als secundair materiaal. Addtioneel wordt een deel van het materiaal van de laptops en desktops ook nog “gedowncycled” wat o.a. verbranding met energie terugwinning kan betekenen. Volgens Van Eygen et al (2016) is het zeker voor de waardevolle metalen nog mogelijk om hogere effectieve recycling percentages te behalen. Hiervoor moet de stap waarin de desktops en laptops uit elkaar gehaald worden verbeterd.

Bovenstaande studie laat zien dat voor laptops en desktops, vergelijkbaar met PV-zonnecellen en de bedrijfsauto’s, met geavanceerde recycling technologie nog materiaal en daarmee gepaarde gaande milieuwinst te behalen valt. De nadruk zou dan moeten komen te liggen op de effectieve recycling van de kleinere hoeveelheden waardevolle of zeldzame metalen en niet op de recycling van bulk metalen als ijzer, aluminium en koper. De materialen kennen al een hoog recycling percentage.

[10] De auteurs rapporteren effectieve recyclingspercentages waarmee de gewichtspercentages worden bedoeld die worden hergebruikt in vergelijkbare applicaties. Hergebruikspercentage zoals gedefinieerd in de WEEE zijn ruimer gedefinieerd. Metaal dat uiteindelijk terecht komt in slakken welke worden gebruikt als constructiemateriaal worden ook meegeteld in de WEEE directive.

Mobiele telefoons hebben ongeveer 1% gewichtsaandeel in de totale afgedankte ICT-hardware stroom, zie Tabel 8. In 2019 is onderzocht in hoeverre terugwinning van metalen uit mobiele telefoons tot een vermindering van broeikasgasemissies kan leiden (Zijp et al., 2020b). Interessant aan deze studie zijn de specifieke gegevens over enkele waardevolle metalen die vaak alleen als groep worden vermeld. In 2019 heeft het Rijk voor elke ingekochte telefoon een afgedankte telefoon of telefoonkaart uit Kameroen teruggehaald en daaruit het goud, zilver, koper en palladium laten halen door een verwerker van afgedankte elektrische apparatuur in Italië. Het ging in 2019 om 46.000 toestellen die zijn gecompenseerd. Uit deze 46.000 konden de volgende hoeveelheden metaal worden gehaald:

- 163 gram goud (Au)
- 304 gram zilver (Ag)
- 124 kilogram koper (Cu)
- 10 gram palladium (Pd)

Potentieel wordt met de recycling van deze metalen alleen al, 3.800 kg CO_2-eq emissies vermeden (Zijp et al., 2020b). Dit is winst die plaatsvind naast het waarschijnlijk grote aandeel van de ICT-hardware die door de overheid wordt gebruikt en geen tweede leven buiten Nederland krijgt en in Afrika of een ander land belandt, maar na afdanken direct gerecycled wordt (Tabel 10) en waarmee een grote hoeveelheid materiaal wordt teruggewonnen (Tabel 12).

5 Conclusies en aanbevelingen

Hieronder zijn de conclusies weergegeven van het onderzoek naar de inzet en effect van circulair maatregelen in de productgroepen zonnepanelen, dienstauto's en ICT hardware.

5.1 Dienstauto's

Voor de productgroep dienstauto's is er binnen de steekproef nauwelijks ingezet op het thema circulair en leidde dit niet dat concrete circulaire maatregelen. De CI-winst door de toepassing van CI-criteria bij de aankoop van bedrijfswagens kon daardoor niet worden vastgesteld.

Onderzocht is in hoeverre een CI-criterium dat stuurt op de aankoop van EVs bijdraagt aan de vermindering van primair materiaalgebruik en vermindering van broeikasgasemissies. De inzet van EVs leidt tot extra materiaalgebruik ten opzichte van benzineauto's. Het additionele materiaalgebruik zit vooral in de Li-ion batterijen. Emissies van broeikasgassen over de hele levenscyclus van EVs zijn 26% tot 30% lager in vergelijking met de benzineauto. In vergelijking met dieselmotoren is de reductie 17% tot 21%. Broeikasgasemissies tijdens de productie van de Li-ion batterij dragen 17%-20% bij aan de totale EV-emissies.

Li-ion batterij technologie kent een snelle technologische ontwikkeling en er zijn verschillende soorten Li-ion technologieën commercieel beschikbaar. Onderzocht is of er een voorkeur uitgesproken kon worden voor een bepaalde technologie vanuit materiaal oogpunt en/of broeikasgasemissie oogpunt. Hier blijkt echter sprake van trade-offs tussen gewicht en opslag capaciteit. Dit betekent dat functionaliteit (wat is het systeem waarin de auto wordt toegepast: lange/korte ritten) grotendeels bepaalt welke doelen rond materiaalgebruik realiseerbaar zijn.

Omdat Li-ion batterijen zo'n belangrijke materiaalcomponent zijn en een belangrijke bijdrage leveren aan de broeikasgasemissies tijdens de levenscyclus van EVs kan een hoogwaardige recycling van de Li-ion batterijen een bijdrage leveren aan de vermindering van het materiaalgebruik en de vermindering van de broeikasgasemissies van EVs. Recycling van Li-ion batterijen zou meer opbrengst moeten kunnen geven dan nu gangbaar is voor Li-on batterijen. Gangbaar is om alleen de meest waardevolle metalen (kobalt, koper) terug te winnen en het lithium wordt niet teruggewonnen. Een CI-criterium waarbij op volledige terugwinning van alle metalen/componenten wordt gestuurd zou overwogen moeten worden.

5.2 Zonnepanelen

Voor de productgroep zonnepanelen is er binnen de steekproef voornamelijk ingezet op het thema circulair door lidmaatschap met PV-Cycle uit te vragen die zorgdraagt voor de recycling van zonnepanelen. Via dit lidmaatschap worden zonnepanelen na gebruik verwerkt volgens de marktstandaard die voldoet aan bestaande EU regelgeving. Er wordt via deze eis dus een gering effect verwacht bovenop de marktstandaard.

Een verdere analyse van mogelijke additionele CI-criteria laat zien dat er met strengere eisen aan recycling percentages voor hoogwaardiger en meer zeldzame metalen er meer winst te behalen is. Hiermee stijgen de CI-criteria weer boven de markstandaard uit. Deze vernieuwde CI-criteria zouden moeten sturen op hogere hergebruikspercentages voor de zeldzamere en/of waardevolle metalen en niet alleen op bulk gewichtspercentages. Verder zou hoogwaardige recycling van glas en plastics nagestreefd kunnen worden. In 2018 werd gerecycled glas van zonnepanelen nog toegepast als

glaswol en plastics werden verbrand met terugwinning van energie. De technieken voor hoogwaardige recycling zijn beschikbaar. Of dit economisch haalbaar is, is niet onderzocht.

Op basis van de gevonden literatuur kan er geen voorkeur uitgesproken worden voor de aankoop van een bepaalde PV-technologie. De onzekerheden in gerapporteerde materiaalgebruik en energieverbruik bij het maken van de verschillende PV-technologieën is te groot om een voorkeur uit te kunnen spreken. Het is niet ondenkbaar dat de huidige snelle ontwikkeling van PV-technologie ertoe leidt dat een bepaalde PV-technologie vanuit het oogpunt van materiaalgebruik en mogelijkheden tot recycling in de toekomst wel de voorkeur heeft.

Hergebruiken van de PV-panelen die anno 2018 door de overheid worden afgedankt lijkt niet zinvol. Deze panelen hebben een laag rendement t.o.v. de huidige generatie nieuwe panelen. Dit is vanwege de snelle ontwikkeling van PV-technologie in combinatie met de lange levensduur van de zonnepanelen.

CI criteria zouden zich wel kunnen gaan richten op de recyclebaarheid en herbruikbaarheid van de zonnepanelen. Dus niet alleen gericht op de recycling, maar ook op het product-ontwerp: geschiktheid voor recycling en hergebruik.

5.3 ICT Hardware

Voor de productgroep ICT hardware is er binnen de steekproef vaak ingezet op het thema circulair. Dit gebeurde voornamelijk door uit te vragen naar de PIANOo milieucriteria (versie 2017) welke reeds de markstandaard is. Voor twee aanbestedingen waarbij de marktstandaard wel werd uitgedaagd kon de CI-winst niet worden geschat, door gebrek aan gegevens over aantallen devices en de specifieke prestatie op de behaalde (TCO en EPEAT GOLD) certificeringen.

Onderzocht is in welke mate refurbished en verdergaande recycling CI-winst oplevert. Het bleek dat dit niet mogelijk was om vast te stellen voor de overheid als geheel. Binnen het hoger onderwijs worden afgedankte laptops en desktop in een 2e hands/refurbished markt afgezet. Binnen de Rijksoverheid was het tot aan 2015 gebruikelijk om alle ICT-hardware te laten vernietigen (shredderen). Eén van de interessante observaties binnen de ICT-hardware groep is dat de snelle technologie veranderingen (snel opeenvolgende modellen) van laptops niet leidt tot een veranderend materiaalgebruik. Materiaalgebruik wordt sterker bepaald door schermgrootte.

Refurbishing en hergebruik van laptops heeft grote milieuvoordelen. Ten opzichte van nieuwe laptops hebben 2^{e} hands laptops minder materiaalgebruik en broeikasgasemissies ondanks dat onderdelen moeten worden vervangen (refurbishment) en de logistiek van verzamelen en verkoop van deze 2^{e} hands laptops. Indien ICT-hardware wordt afgedankt is het dus de moeite waard om te kijken of deze hergebruikt kan worden.

De recycling van ICT-hardware kan verbeterd worden en boven de gangbare markstandaard voor WEEE uitgetild worden. Vergelijkbaar met Li-ion batterijen en PV-panelen zou nadruk moeten komen te liggen op de effectieve recycling van de kleinere hoeveelheden waardevolle of zeldzame metalen en niet op de recycling van bulk metalen als ijzer, aluminium en koper. De materialen kennen al een hoog recycling percentage.

5.4 Afsluiting

In z’n algemeenheid is de bepaling van de CI-winst door het toepassen van CI-criteria bij overheidsaanbestedingen lastig. Dit heeft verschillende oorzaken.

Ten eerste is het in de praktijk (bij de aanbestedende dienst), vaak lastig te achterhalen wat er daadwerkelijk is geleverd binnen het contract, hoe met dit product is omgegaan tijdens gebruik (hoe vaak is bijvoorbeeld gerepareerd) en hoe is er uiteindelijk na afdanken met de grondstoffen omgegaan.

Ten tweede moet de marktstandaard voor de verwerking van de afgedankte producten bekend zijn. Dat is vaak al lastig omdat deze markstandaard niet statisch is. Zeker in de zich ontwikkelende recycling markten (PV-zonnecellen, Li-ion batterijen) ontwikkelt de technologie zich snel en de toenemende hoeveelheden te recyclen materiaal maakt nieuwe recycling processen economisch haalbaar. Gegevens uit 2015 kunnen in 2018 al verouderd zijn.

Ten derde geven de LCA-studies die gebruikt worden om inzicht te krijgen in de emissies en het materiaalgebruik van de producten geen precieze getallen. De uitkomsten van LCA-studies zijn altijd afhankelijk van aannames en deels arbitraire keuzes. Dit heeft tot gevolg dat verschillende LCA-studies tot andere resultaten kunnen leiden. Voor de monitor en verkenning is precisie niet heel belangrijk en gaat het om een orde grootte. Maar ook dan moet de onzekerheid goed in het oog worden gehouden omdat de variatie en onzekerheid zo groot kan zijn dat het type conclusies en aanbevelingen zou kunnen beïnvloeden. Bij het formuleren van conclusies en aanbevelingen is hiermee rekening gehouden door alleen robuuste resultaten ondersteund door meerdere LCA-studies op te nemen in de aanbevelingen.

De stap van materiaalgebruik naar impact is een belangrijke. Als alleen wordt gekeken naar materiaal gebruik en terugwinning in kilogrammen kunnen belangrijke hotspots worden gemist, zoals te zien in de informatie over recycling van zonnepanelen over recycling van glas versus metalen.

6 Literatuur

Ardente, F., C.E.L. Latunussa, G.A. Blengini (2019) Resource efficient recovery of critical and precious metals from wastesilicon PV panel recycling. Waste Management 91, 156–167. doi: 10.1016/j.wasman.2019.04.059

Bax & Company (2019) Het batterijenlandschap; Onderwerpen, bedreigingen en kansen voor beleidsdoelen. 74p.

Bogacka, M., K. Pikoń, M. Landrat (2017) Environmental impact of PV cell waste scenario. Waste Management. 70. 198-203. doi:10.1016/j.wasman.2017.09.007

CBS (2018) Zonnestroom naar Regio. 25p.

CBS(2020a) Bijna 200 duizend stekkerauto's https://www.cbs.nl/nl-nl/nieuws/2020/16/bijna-200-duizend-stekkerauto-s Bezocht op 1 Juli 2020.

CBS (2020b) Elektriciteitsproductie naar recordhoogte https://www.cbs.nl/nl-nl/nieuws/2020/12/elektriciteitsproductie-naar-recordhoogte. Bezocht op 1 Juli 2020.

Corcellia, F., M. Ripa, E. Leccisi,V. Cigolotti, V. Fiandra ,G. Graditi, L. Sannino, M. Tammaro, S. Ulgiati (2018) Sustainable urban electricity supply chain – Indicators of material recovery and energy savings from crystalline silicon photovoltaic panels end-of-life. Ecological Indicators, 94, 37 – 51. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.03.028

Deng, R., N.L. Chang, Z. Ouyang, C.M. Chong (2019) A techno-economic review of silicon photovoltaic module recycling. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 109, 532-550 doi:10.1016/j.rser.2019.04.020.

Dunn, J.B., L. Gaines, J. Sullivan, M.Q. Wang (2012) Impact of recycling on cradle-to-gate energy consumption and greenhouse gas emissions of automotive lithium-ion batteries. Environmental Science & Technology. 46(22)12704-12710. doi: 10.1021/es302420z

European Parliament Council (2012) Directive 2012/19/EU of the European Parliament and of the Council of 4July2012 on waste electrical and electronic equipment(WEEE) (recast). Official Journal of the European Union L197,38–71.

EU (2012) Richtlijn 2012/19/EU van het Europees parlement en de raad van 4 juli 2012 betreffende afgedankte elektrische en elektronische apparatuur (AEEA).

EZK (2019) Klimaatakkoord Den Haag 28 Juni 2019.

Fraunhofer ISE (2019) Photovoltaics Report. Fraunhofer Institute for Solar Energy Systems, ISE. 49 p.

Gaines, L. (2014) The future of automotive lithium-ion battery recycling: Charting a sustainable course. Sustainable Materials and Technologies. 1–2, 2–7. doi: 10.1016/j.susmat.2014.10.001

Hampus, A., M.L. Söderman, A. Nordelöf (2019) Resource and environmental impacts of using second-hand laptopcomputers: A case study of commercial reuse. Waste Management, 88, 268-279. doi: 10.1016/j.wasman.2019.03.050

Hawkins, T.R., B. Singh, G. Majeau-Bettez, A.H. Strømman (2012a) Comparative environmental life cycle assessment of conventional and electric vehicles Journal of Industrial Ecology 17(1)53-64 doi: 10.1111/j.1530-9290.2012.00532.x

Hawkins et al. (2012b) Corrigendum to: Hawkins, T.R., B. Singh, G. Majeau-Bettez, A.H. Strømman (2012). Comparative environmental lifecycle assessment of conventional and electric vehicles. Journal of Industrial Ecology. doi: 10.1111/j.1530-9290.2012.00532.x

Held, M. (2012). Executive Summary. LCA Screening of a Recycling Process of Silicon-Based PV Modules.

Hendrickson, T.P., O. Kavvada, N. Shah, R. Sathre, C.D. Scown (2015) Life-cycle implications and supply chain logistics of electric vehicle battery recycling in California. Environ. Res. Lett.10,014011. doi: 10.1088/1748-9326/10/1/014011.

Hsu, D.D., P. O'Donoughue, V. Fthenakis, G.A. Heath, H.C. Kim, P. Sawyer, J.-K. Choi, D.E. Turney (2012) Life cycle greenhouse gas emissions of crystalline silicon photovoltaic electricity generation: Systematic review and harmonization. Journal of Industrial Ecology, 16(S1) S122- S135. doi: 10.1111/j.1530-9290.2011.00439.x.

Huisman, J., van der Maesen, M., Eijsbouts, R.J.J., Wang., F., Baldé, C.P., Wielenga, C.A., (2012), The Dutch WEEE Flows. United Nations University, ISP – SCYCLE, Bonn, Germany, March 15, 2012.

Huisman, J., P. Leroy, F. Tertre, M.L. Söderman, P. Chancerel, D. Cassard, A.N. Løvik, P. Wäger, D. Kushnir, V.S. Rotter, P. Mählitz, L. Herreras, J. Emmerich, A. Hallberg, H. Habib, M. Wagner, S. Downes (2017) Prospecting secondary raw materials in the urban mine and mining wastes (ProSUM).Final report, isbn 978-92-808-9060-0, December 21, 2017, Brussels, Belgium.

ICT-Milieu (2018) ICT milieumonitor 2018, Infographics 1p.

IEC (2015) Photovoltaic (PV) modules - Test methods for the detection of potential-induced degradation - Part 1: Crystalline silicon. IEC TS 62804-1:2015

IenM (2015) Verwerking van afgedankte datadragende ICT hardware binnen de Rijksoverheid. 27p.

IenW (2016) Regeling afgedankte elektrische en elektronische apparatuur.

IenW (2020) Regeling van de Staatssecretaris van Infrastructuur en Waterstaat, van 25 mei 2020, nr. IENW/BSK-91099, houdende regels voor het stimuleren van de aanschaf en lease van elektrische personenauto's door particulieren (Subsidieregeling elektrische personenauto's particulieren). Staatscourant 2020, 28162.

Kang, S., S. Yoo, J. Lee, B. Boo, H. Ryu (2012) Experimental investigations for recycling of silicon and glass from waste photovoltaic modulesRenewable. Energy 47, 152-159. doi: 10.1016/j.renene.2012.04.030

Kasulaitis, B.V., C.W.Babbitt, R. Kahhat,E. Williams, E.G.Ryen (2015) Evolving materials, attributes, and functionality in consumer electronics: Case study of laptop computers. Resources,Conservation and Recycling 100, 1–10. doi: 10.1016/j.resconrec.2015.03.014

Kim, H.C., V. Fthenakis, J.-K. Choi, D.E. Turney (2012) Life cycle greenhouse gas emissions of thin-film photovoltaic electricity generation: Ssystematic review and harmonization. Journal of Industrial Ecology 16(S1)S110-S121 doi: 10.1111/j.1530-9290.2011.00423.x

Latunussa, C.E.L., F. Ardente, G.A. Blengini, L. Mancini (2016a) Life Cycle Assessment of an innovative recycling process for crystalline silicon photovoltaic panels. Solar Energy Materials & Solar Cells 156, 101-111. doi: 10.1016/j.solmat.2016.03.020.

Latunussa C, Mancini L, Blengini G, Ardente F, Pennington D. (2016b) Analysis of material recovery from photovoltaic panels. EUR 27797. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union; 2016. doi:10.2788/786252

Nordelöf, A., S. Poulikidou, M. Chordia,et al(2019) Methodological approaches to end-of-life modelling in life cycle assessments of lithium-ion batteries,5(51)1-5. doi: 10.3390/batteries503005

Peters, J.F., M. Weil (2018) Providing a common base for life cycle assessments of Li-Ion batteries. Journal of Cleaner Production 171, 704-713.

PV-Cycle (2018) Annual report 2018. PV-Cycle, Brussels. 10p.

PV-Cycle (2020) http://www.pvcycle.org/netherlands/ geraadpleegd op 17 Mei 2020.

RVO (2016) Inventarisatie PV markt Nederland Status februari 2016. 52 p.

Stolz, P., R. Frischknecht, K. Wambach, P. Sinha, G. Heath (2017) Life cycle assessment of current photovoltaic module recycling, IEA PVPS Task 12 Report T12-13:2018. International Energy Agency power systems programme. 37 p. isbn 978-3-906042-69-5.

SURF (2017) E-waste in het hoger onderwijs: zijn instellingen wel 'in control' Resultaten enquête over ICT-afval en kansen voor verbetering in het hoger onderwijs. Utrecht, 16p.

Van Eygen, E., S. De Meester,H.P. Tran, Jo Dewulf (2016) Resource savings by urban mining: The case of desktop and laptop computers in Belgium. Resources, Conservation and Recycling, 107,53–64.

Velázquez-Martínez, O., J. Valio, A. Santasalo-Aarnio, M. Reuter, R. Serna-Guerrero (2019) A critical review of lithium-ion battery recycling processes from a circular economy perspective. Batteries2019,5, 68; doi:10.3390/batteries5040068.

Wambach, K., G. Heath, C. Libby (2017) Life cycle inventory of current photovoltaic module recycling processes in Europe. IEA-PVPS Task 12 Report T12-12:2017. International Energy Agency photovoltaic power systems program. isbn 978-3-906042-67-1.

Zijp, M.C., E. Dekker, L. de Graaff, M. Hauck, A. Hollander, L. Snijder, A.R. van Bruggen (2020a) Effect meten van circulair inkopen; Definities, methode en test voor de nationale CE Rapportage. RIVM rapport 2020-0002, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. doi: 10.21945/RIVM-2020-0002.

Zijp, M.C., J.T.K. Quik, A. Hollander, N. van der Vliet, A.R. van Bruggen, E. Dekker (2020b) Effecten van de impuls klimaatneutraal en circulair inkopen in 2019 RIVM-briefrapport 2020-0074, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. doi: 10.21945/RIVM-2020-0074.

Zonnepanelen info (2010) https://www.zonnepanelen-info.nl/ geraadpleegd 6 Mei 2020.

ZRN (2020) Stichting Zonne-energie Recycling Nederland. https://stichtingzrn.nl/nl/doel geraadpleegd op 17 Mei 2020.