Du bon usage du coût d'abattement dans le contexte de la neutralité carbone en 2050 : principes et application à la mobilité

Guy Meunier*, Jean-Pierre Ponssard**

@ 20120

Mots-clés : neutralité carbone, coût d'abattement, effets d'apprentissage, analyse coût-bénéfice

Cet article montre : (i) que la définition d'un indicateur dynamique de coût d'abattement, évaluant le déploiement d'une technologie décarbonée en substitution d'une technologie carbonée, est une approche plus complète que celle des coûts d'abattement traditionnels, et qu'elle débouche sur une préconisation d'accélération des programmes de décarbonation ; (ii) que cet indicateur peut être appliqué à un enchaînement temporel de nouvelles technologies, cet enchaînement permettant (plus ou moins graduellement) d'atteindre l'objectif zéro émission nette (ZEN). L'indicateur permet alors de calculer les dates optimales (en économie publique) des différentes étapes de lancement. Deux applications sont présentées. En introduisant la notion de trajectoire, nous mettons en évidence que notre approche : (i) permet de prendre en compte le problème du lock-in ***lors d'une comparaison entre véhicule hybride et véhicule électrique ; (ii) permet de caractériser les conditions d'existence d'une niche pour la technologie hydrogène face à la technologie à batterie dans le secteur des bus urbains.***

1. Introduction

La planification écologique suppose l'élaboration d'objectifs et le choix de stratégies pour les atteindre. En ce qui concerne les objectifs, une étape importante a été franchie : la neutralité carbone à l'horizon 2050 est un objectif global largement accepté, repris par l'Union européenne et les États membres, et maintenant décliné par secteurs.

La mise en perspective des objectifs sectoriels avec les trajectoires d'émissions sur les années passées invite à mener des politiques très ambitieuses de décarbonation. Le choix des stratégies s'appuie sur de nombreux travaux plus ou moins formalisés. Quels choix privilégier et à quel rythme engager les actions correspondantes, compte tenu des ressources financières et humaines disponibles, et de notre capacité à les faire partager au niveau de la population?

Le coût d'abattement est alors la métrique traditionnelle pour l'évaluation des investissements pour la transition énergétique, métrique qui joue un rôle similaire au taux de rentabilité interne dans l'évaluation des choix d'investissements publics et privés. Schématiquement, il s'agit de comparer ce coût à la valeur tutélaire du carbone (comme le taux de rentabilité interne est comparé au coût du capital). Bien entendu, en termes d'investissements publics comme en

* INRAE, École polytechnique.
** CNRS, École polytechnique.

termes d'investissements privés, d'autres critères peuvent rentrer en jeu. Il n'en reste pas moins que le choix d'une bonne métrique constitue un élément central d'aide à la décision, et que le choix de la métrique dépend de la question à laquelle elle doit répondre.

Cette note met en évidence la nécessité d'une reformulation de l'analyse coût-bénéfice sous-jacente aux formules existantes de coût d'abattement dans le contexte de la neutralité carbone en 2050. Cette reformulation aboutit à proposer deux nouvelles notions de coût d'abattement. Elle s'appuie sur notre participation à de nombreuses études de projets. Elle s'est révélée féconde pour surmonter certaines des difficultés rencontrées sur le terrain et devrait intéresser tout décideur public ou privé impliqué dans la formulation d'une stratégie de décarbonation[1].

La section 2 situe notre approche par rapport aux modèles d'évaluation intégrés qui servent de base pour déterminer la Valeur de l'Action Climat (VAC), rappelle à cet égard les travaux du rapport Quinet [2019] et son rôle de référence dans les analyses coût-bénéfice des projets. Dans la section 3, nous montrons l'intérêt de notre reformulation pour contourner le « problème de l'horizon » consécutif à l'objectif ZEN. Dans la section 4, nous contrastons notre approche avec celle qui s'appuierait sur le coût d'abattement standard à partir d'une illustration numérique. En introduisant la notion de trajectoire, nous mettons ainsi en évidence que notre approche permet de prendre en compte le problème du *lock-in* lors d'une comparaison entre véhicule hybride et véhicule électrique. Enfin, dans la section 5, en nous appuyant sur la question de la décarbonation du secteur des bus urbains, nous montrons comment la démarche peut être généralisée pour déterminer l'enchaînement temporel optimal de nouvelles technologies permettant d'atteindre l'objectif ZEN en fonction du progrès technique attendu sur ces technologies.

2. Deux approches pour planifier la transition

On peut schématiquement distinguer deux approches pour évaluer les stratégies de décarbonation : une approche globale et une approche locale. L'approche globale permet d'obtenir les grandes lignes d'une trajectoire de décarbonation nationale alors que l'approche locale permet de décliner localement la transition. L'articulation entre les deux s'opère notamment via la VAC. Dans l'idéal, les deux approches sont cohérentes et les arbitrages locaux réalisés avec l'approche locale s'agrègent en cohérence avec les trajectoires obtenues dans l'approche globale.

L'approche globale s'appuie sur des modèles globaux dits modèles d'évaluation intégrés ou en anglais *Integrated Assessment Models* (IAM), le plus connu est le modèle DICE (*Dynamic Integrated model of Climate and Economy*) développé par Nordhaus dès 1992[2]. Ces modèles visent à représenter le fonctionnement d'une économie nationale voire supranationale. Il en existe de nombreux qui diffèrent selon le détail de la représentation de l'économie, les différents secteurs et leurs interactions, les possibilités techniques, le comportement des acteurs, et la couverture géographique qui varie de l'échelle nationale à l'échelle mondiale. Hourcade et al. [2021] présentent une typologie des IAM existants.

Les IAM jouent un rôle important pour concevoir des plans au niveau national (SGPI, SGPE…) et au niveau européen (par exemple lors de la conception du Green Deal), ils nécessitent le recours à des équipes d'experts pour l'élaboration des modèles, le recueil des données et l'interprétation des résultats. Ils permettent d'obtenir et de caractériser une trajectoire de transition nationale avec des indicateurs macroéconomiques : évolution des émissions nationales, des investissements, et la trajectoire de VAC associée. Selon le détail et la méthode de représentation des secteurs, ils peuvent donner des indications sur la déclinaison sectorielle de la transition.

La Commission Quinet [2019] s'est appuyée sur cinq IAM (TIMES-France, POLES-Enerdata,

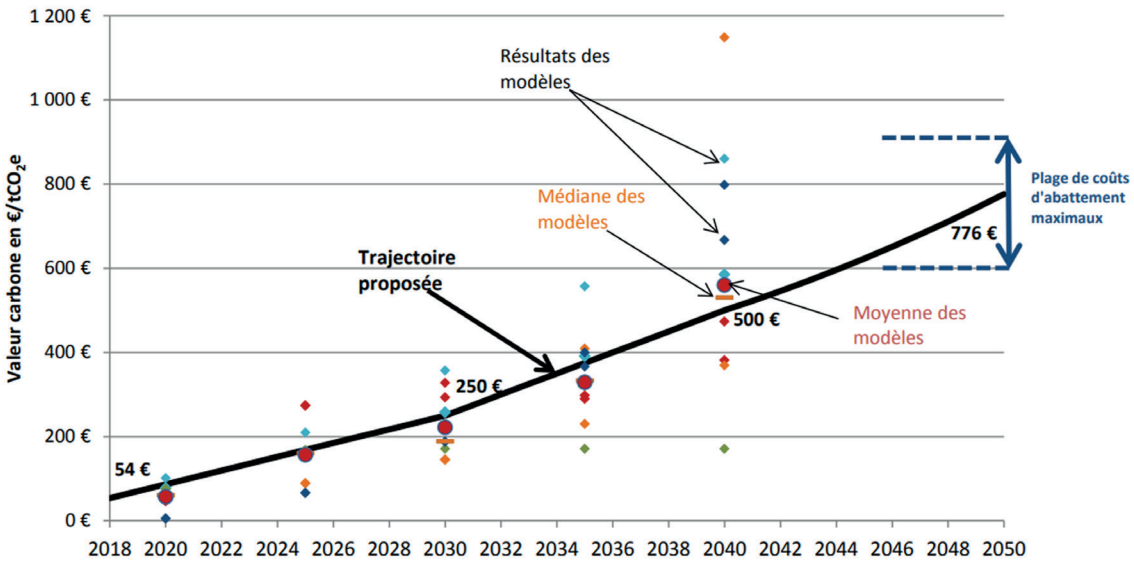


Figure 1. La Valeur de l'Action Climat en France

Source : [Commission Quinet, 2019]

IMACLIM-R France, ThreeME et NEMESIS) pour établir la VAC cohérente avec le budget carbone français et l'objectif de neutralité carbone en 2050. La commission a retenu un taux d'actualisation de 4,5 % et recommandé une VAC de 250 €/tCO_2 en 2030, pour atteindre 775 €/tCO_2 en 2050 (voir Figure 1). Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles recommandées par le rapport du GIEC (2018) en phase avec l'objectif de limiter à 1,5 °C l'augmentation de la température du globe [GIEC, 2018].

La VAC évolue dans le temps, et la théorie économique suggère que la VAC croisse à un taux dépendant de plusieurs facteurs tels que le taux de croissance de l'économie, le taux d'absorption du CO_2 stocké dans l'atmosphère, et le taux d'actualisation. Sous certaines hypothèses, avec un budget carbone, la règle d'Hotelling s'applique, c'est-à-dire que la VAC croît à la vitesse du taux d'actualisation (cf. par exemple [Schubert, 2008]). Cette règle fournit une référence sur laquelle nous nous appuyons dans la suite.

La courbe retenue par la Commission Quinet [2019] est le fruit d'un compromis. Elle maintient une certaine continuité avec les recommandations précédentes (58 €/tCO_2 en 2018) plutôt qu'un accroissement brutal en 2019 comme le suggéreraient les recommandations pour 2030 et 2050. La courbe est cohérente avec l'objectif pour la France de neutralité carbone en 2050. Au-delà de 2040, la recommandation de la Commission est de suivre la règle d'Hotelling.

La VAC ainsi déterminée est le prix du carbone qui permettrait de décentraliser la transition si une taxation exhaustive des émissions de gaz à effet de serre (GES) était mise en place[3]. En l'absence de tarification exhaustive des émissions, la VAC fournit une valeur à prendre en compte dans les analyses coût-bénéfice pour déterminer quelles technologies soutenir et à quelle date. C'est l'objet de l'approche locale. Elle part de la notion de «projet» de décarbonation et s'interroge sur l'opportunité de le mettre ou non en place par exemple grâce à l'octroi de subventions ou de toute action appropriée de politique publique. En simplifiant, l'évaluation prend la forme d'une

analyse coût-bénéfice [Bureau et al., 2021]. Le coût d'abattement du projet est déterminé comme le rapport entre le surcoût de l'opération et la baisse obtenue en matière d'émissions de CO_2. Avec la VAC, il permet de décliner la transition en i) arbitrant entre options concurrentes pour décarboner une source donnée d'émissions, et ii) séquençant la transition par la comparaison avec la VAC. Une fois une trajectoire de VAC connue, il suffit de mettre en place les actions qui ont un coût d'abattement inférieur à la VAC (quand décarboner) et inférieur aux actions concurrentes (comment décarboner). La Commission Criqui [2021] a fait une revue exhaustive de la méthodologie existante de calculs de coût d'abattement, méthodologie sur laquelle nous reviendrons dans la section suivante. Elle a ensuite appliqué cette méthodologie dans une série de rapports sectoriels. Un résumé de ses travaux est paru dans *La Revue de l'Énergie* [Criqui, 2023].

L'approche locale est mobilisée par les agences en charge des plans nationaux (en France, l'ADEME, la Banque des Territoires…) et européens (Horizon Europe et EU Innovation Fund). Elle est aussi mobilisée par les industriels dans les dossiers soumis aux autorités, ou plus directement pour mieux concevoir la stratégie de déploiement de grands projets. C'est notamment le cas pour les stratégies de décarbonation des sites portuaires, sites très pollués du fait des nombreuses activités industrielles localisées à proximité des grands ports[4]. Elle peut être aussi mobilisée pour définir une stratégie de décarbonation d'un acteur public ou privé en fonction des leviers à sa disposition[5]. Plus le périmètre s'élargit, plus l'approche locale devient complexe. Il existe alors une frontière perméable entre l'approche locale et l'approche globale.

Notre reformulation permet de surmonter deux critiques fréquentes et justifiées des calculs usuels des coûts d'abattement : l'absence de prise en compte de l'inertie de déploiement des solutions bas carbone, et des effets d'apprentissage.

3. La reformulation proposée de l'analyse coût-bénéfice dans le contexte de la ZEN[6]

Considérons une activité polluante et un projet de décarbonation. L'analyse coût-bénéfice traditionnelle consiste à comparer les bénéfices environnementaux avec le surcoût associé à la mise en place de la nouvelle technologie. Elle se fait sur la durée de vie du projet, noté T. À la date t, avec $0 \leq t \leq T$, on note respectivement a_t l'abattement annuel et c_t le coût incrémental annuel, tous deux par rapport à la poursuite de l'activité avec la technologie polluante en place (*business as usual*, BAU)[7]. On note i le taux d'actualisation et P_t la valeur tutélaire du carbone, ou encore la VAC, à la date t. La valeur actuelle nette du projet s'écrit donc :

$$\text{VAN} = \int_0^T e^{-it} P_t a_t \, dt - \int_0^T e^{-it} c_t \, dt \qquad (1)$$

Si cette valeur est positive, on peut considérer que la mise en œuvre du projet à la date $t = 0$ est socialement profitable. On peut aussi comparer deux projets socialement profitables et choisir celui dont la valeur actuelle nette (VAN) est la plus élevée.

Si on se donne maintenant comme objectif de choisir la meilleure trajectoire de décarbonation ZEN à l'horizon 2050, il faut s'assurer (i) que la technologie en place en 2050 est totalement décarbonée, et par ailleurs, (ii) que la décarbonation sera poursuivie au-delà de cet horizon. Les calculs menés à partir de l'expression (1) génèrent une difficulté, c'est le « problème de l'horizon » rencontré dans l'évaluation des choix d'investissements : celui de la valeur résiduelle au-delà de la durée de vie physique de celui-ci : y a-t-il une création de valeur durable sous conditions de renouvellement du capital investi[8] ? Dans notre cas, si on dénote E les émissions associées au BAU, l'expression (1) peut se réécrire :

$$\text{VAN} = \int_0^T e^{-it} P_t E \, dt - \left[\int_0^T e^{-it} P_t (E - a_t) \, dt + \int_0^T e^{-it} c_t \, dt\right] \qquad (2)$$

Les deux termes entre crochets ne posent pas de difficultés lorsqu'on augmente T : d'une part, $\int_0^T e^{-it} P_t (E - a_t)\, dt$ sera nul à partir d'une certaine date puisqu'après la décarbonation complète, pour tout t, $a_t = E$, et, d'autre part, $\int_0^T e^{-it} c_t\, dt$ va certainement rester borné du fait de l'actualisation. En revanche, le terme $\int_0^T e^{-it} P_t E\, dt$ devient infini dès lors que le prix du carbone croît à un taux supérieur ou égal au taux d'actualisation, ce qui constitue l'hypothèse habituelle.

Dénotons Γ l'expression entre crochets. Cette expression correspond à la somme du coût social des émissions et du coût financier incrémental par rapport au BAU, ces coûts étant actualisés sur l'horizon considéré :

$$\Gamma = \int_0^T e^{-it} P_t (E - a_t)\, dt + \int_0^T e^{-it} c_t\, dt \qquad (3)$$

Pour comparer deux trajectoires jusqu'à 2050 et au-delà, comme le terme $\int_0^T e^{-it} P_t E\, dt$ est indépendant de la trajectoire considérée, il suffit de comparer les valeurs correspondantes de Γ sans passer par le calcul des VAN. Cette reformulation constitue la bonne manière de procéder. Elle permet non seulement de contourner le problème de l'horizon, elle facilite aussi la prise en compte d'éléments critiques souvent soulignés dans la littérature tels que les effets d'apprentissage et d'entraînements, en anglais les *spillovers* ([Gillingham et Stock, 2018 ; Grubb et al. 2014] parmi d'autres). Ce sera naturellement le cas lorsque le projet initial portera par exemple sur une unité de production (*i.e.* un véhicule ou un site pilote), alors que la question à étudier est celle de la décarbonation de l'ensemble d'une flotte de véhicules ou d'un secteur. Élargir l'horizon revient à poser le problème de la transition énergétique de manière cohérente.

Cette reformulation permet de définir les métriques pertinentes dans un contexte stylisé de choix de trajectoires. Elle consiste à construire des trajectoires s'appuyant sur une séquence donnée de technologies, séquence qui peut être lancée à tout moment. Dans ces conditions, nous allons montrer qu'un premier indicateur permet de définir la date optimale de lancement pour chaque trajectoire potentielle ; nous appellerons cet indicateur le coût dynamique d'abattement (noté DAC). Cet indicateur s'interprète en effet comme le coût marginal d'abattement par rapport

Détermination de la date optimale de lancement d'une trajectoire potentielle par l'analyse coût bénéfice; définition du DAC

1 s s+1 s+T s+T+1 →

Émissions E.....E, E-a_1.... E-a_t ..... E-E, 0.....

Émissions E.....E,E-a_1.... E-a_t ..... E-E, 0.....

Coût social d'une émission supplémentaire E soit EP_1

Bénéfice financier, on épargne l'équivalent annuel iC à la date s, soit $iC/(1+i)^{s-1}$ actualisé à la date 1

À la date optimale on a égalité entre ces deux termes soit $iC/(1+i)^{s-1} = EP_1$

Ou encore $iC/E = P_1 (1+i)^{s-1}$

En prenant comme indicateur DAC=iC/E la date optimale s est telle que la VAC en s est égale au DAC (en temps discret il faut retenir la partie entière de la solution de l'équation précédente)

Encadré 1. *DÉFINITION DU COÛT D'ABATTEMENT DYNAMIQUE (DAC)*

à la date de lancement : il correspond à l'annuité du coût actualisé de la substitution de la trajectoire BAU par la trajectoire potentielle divisée par l'abattement annuel de long terme, en ce cas les émissions annuelles BAU. C'est une analyse coût-bénéfice à la marge.

Le raisonnement sous-jacent est illustré dans l'Encadré 1. Il s'agit de déterminer la date optimale de lancement d'une trajectoire de décarbonation en comparant les gains (décalage des coûts) et les pertes (décalage des émissions supplémentaires). Dans cet encadré, on raisonne en temps discret avec $t = 1, 2\ldots$ La VAC suit la règle d'Hotelling et vaut P_1 à la date 1, donc $P_1(1+i)^{t-1}$ à la date t, où i est le taux d'actualisation. Pour une trajectoire potentielle qui est lancée à la date s, les abattements intermédiaires à partir de s sont notés a_{s-t+1}, et $s + T$ dénote la date de décarbonation complète. Les émissions BAU sont notées E. Le coût actualisé de la trajectoire potentielle évalué à sa date de lancement est noté C. Si on décale d'un an la date de lancement des séquences d'émissions, on aura émis E en plus pour un gain correspondant à l'équivalent annuel iC. À la date optimale, on a égalité entre le coût environnemental et le bénéfice financier, d'où on déduit l'expression du DAC et son interprétation. Il est important de noter que les abattements intermédiaires avant décarbonation n'interviennent pas, les dates auxquelles ils ont lieu importent peu, c'est une conséquence de la règle d'Hotelling.

Cet indicateur doit ensuite être ajusté pour choisir la meilleure trajectoire parmi des trajectoires potentielles en concurrence. L'ajustement tient compte des émissions intermédiaires qui ont lieu entre la date optimale de lancement et la date de la décarbonation complète de chaque trajectoire (cet indicateur est noté DAC ajusté). Le raisonnement correspondant est illustré dans l'Encadré 2.

Notons pour mémoire que l'expression (1) de la VAN est utilisée pour définir les trois méthodes de calcul du coût d'abattement répertoriées dans [Criqui, 2023]. Elles annulent la VAN selon différentes hypothèses pour la VAC :

Détermination du DAC ajusté à partir du coût total actualisé de la trajectoire optimisée

1 — s — s+T

Émissions E……E, E-a_1…. E-a_t ….. 0… 0…..

Coût social des émissions $P_1\{E(s-1+T)-A\}$

Coût financier

ou $C/(1+i)^{s-1} = EP_1/i$ ← C

Indépendant de la trajectoire (par définition du DAC) !

Comparer 2 trajectoires revient à comparer $E(s-1+T)-A$ sachant que $iC/E = DAC = P_1(1+i)^{s-1}$
D'où $(s-1)\mathrm{Ln}(1+i) = \mathrm{Ln}\,DAC - \mathrm{Ln}\,P_1$
Soit à comparer $\mathrm{Ln}\,DAC + (T - A/E)\,\mathrm{Ln}(1+i)$ ou encore $DAC(1+i)^{T-A/E}$

Encadré 2. *DÉFINITION DU COÛT D'ABATTEMENT DYNAMIQUE AJUSTÉ*

- Le «coût d'abattement ajusté à la VAC», P_0 tel que $P_0 \int_0^T e^{-it} [P_t/P_0] a_t \, dt - \int_0^T e^{-it} c_t \, dt = 0$, soit $CA_2 = \int_0^T e^{-it} c_t \, dt / \int_0^T e^{-it} [P_t/P_0] a_t \, dt$.

- Le «coût d'abattement en budget carbone», dans lequel la VAC suit la règle d'Hotelling, $P_t/P_0 = e^{it}$, soit $CA_1 = \int_0^T e^{-it} c_t \, dt / \int_0^T a_t \, dt$. C'est donc un cas particulier du CA_2.

- Le «coût d'abattement à VAC constant», avec $P_t/P_0 = 1$, soit $CA_3 = \int_0^T e^{-it} c_t \, dt / \int_0^T e^{-it} a_t \, dt$.

Ces indicateurs sont connus dans la littérature sous les appellations respectives, pour les deux premiers, *Levelized Cost of Abatement*, noté LCC [Baker et Khatami, 2019], pour le troisième, *Levelized Cost of Carbon Abatement*, noté LCCA. En fait, ce dernier indicateur n'est pas dérivé d'un calcul de VAN mais d'une extension du *Levelized Cost Of Energy*, noté LCOE, utilisé pour comparer des modes de production électrique ayant des durées de vie différentes dans le cadre d'un fonctionnement stationnaire[9]. Dans le contexte de la transition énergétique, cet indicateur est par exemple utilisé pour comparer différents procédés industriels de décarbonation partielle [Friedman et al., 2020]. On le calcule en divisant l'écart des coûts annualisés par la diminution annuelle des émissions.

La section 4 illustre les différences entre les métriques traditionnelles et les nouvelles métriques sur un exemple numérique. La section 5 met en œuvre notre approche pour analyser la meilleure trajectoire de décarbonation des bus urbains.

4. Le coût d'abattement dynamique dans une approche locale : illustration numérique

Nous reprenons un exemple numérique directement inspiré de l'annexe 2 du rapport Criqui [Criqui, 2021, annexe 2, page 65] : l'évaluation relative du choix d'un véhicule hybride ou d'un véhicule électrique pour remplacer un véhicule à énergie fossile. Les données sont purement illustratives. Par rapport à un véhicule fossile, le véhicule hybride a un surcoût d'achat moins élevé que celui du véhicule électrique mais c'est l'inverse au niveau des coûts d'usage annuel. Par ailleurs, les émissions évitées avec le véhicule hybride sont moins élevées qu'avec le véhicule électrique. On se donne la valeur de la VAC l'année 1 et son évolution qu'on supposera suivre celle du taux d'actualisation (règle d'Hotelling). Les questions sont les suivantes : doit-on commencer la transition par un achat de véhicule hybride ou bien passer tout de suite au véhicule électrique? Et à quelle date faudrait-il faire ces transitions?

Nous allons aborder ces questions de deux manières différentes. Une première approche, qu'on qualifiera de standard, où on divise le surcoût annuel de chaque type de véhicule par l'abattement annuel. Implicitement, on suppose donc que la durée de vie d'un véhicule est courte et que la situation est stationnaire, c'est le même arbitrage qu'on pourrait faire à chaque instant avec les mêmes surcoûts et abattements. Noter que dans ce cas les trois indicateurs introduits dans la section précédente donnent le même résultat. La Table 1 explicite les calculs.

Le coût d'abattement pour le véhicule hybride est de 189,62 €/tCO_2. Il est plus faible que celui du véhicule électrique. Compte tenu de l'évolution annuelle de la VAC, il faudrait passer à l'hybride à l'année 7 et à l'électrique à l'année 11. Cependant, une fois qu'on est passé à l'hybride, le coût d'abattement pertinent pour l'électrique doit être calculé par rapport à une nouvelle situation de référence. Ce nouveau calcul aboutit à un coût d'abattement de 237,60 €/tCO_2 associé à la substitution d'une voiture hybride par une voiture électrique. On en déduit qu'on doit passer à l'électrique non pas à l'année 11 mais à l'année 12.

Que devient ce raisonnement si on tient compte de la durée de vie des véhicules? L'année 12, le véhicule hybride n'aura que 5 ans, le coût annuel correspondant (l'amortissement économique) n'est donc pas de 94,81 €/an. Il faudrait reprendre les calculs. Notre approche en termes de trajectoires de décarbonation permet d'introduire cette forme d'inertie dans l'analyse.

Nous devons d'abord constituer l'ensemble des trajectoires potentielles. Nous nous limiterons ici à deux types de trajectoires : commencer par un véhicule hybride puis le remplacer par un véhicule électrique à la fin de sa durée de vie puis poursuivre par un véhicule électrique à chaque renouvellement ; ou bien adopter dès le début un véhicule électrique et poursuivre systématiquement avec ce type de véhicule[10].

Les coûts d'abattement dynamiques pour les deux trajectoires correspondant à notre approche sont résumés dans la Table 2.

Le calcul du coût actualisé de chaque trajectoire jusqu'à l'infini ne pose pas de difficultés : pour la trajectoire «électrique direct» on peut par exemple calculer l'équivalent annuel du coût actualisé sur 16 ans, soit 403,68/4,5 % = 8970,76 € ; pour la trajectoire «hybride + électrique» on ajoute au coût actualisé du véhicule hybride sur 16 ans la valeur actualisée de la trajectoire «électrique direct» évaluée à la date de son lancement, soit $1113,02 + 8970,76/(1 + 4,5\ \%)^{16} = 5548,79$ €. Les deux trajectoires éliminent à terme les émissions BAU, ici 1,8 tCO_2 par an. D'où le coût d'abattement dynamique pour chacune, respectivement 224,27 et 138,72 €/tCO_2, ils s'obtiennent en divisant l'équivalent annuel du coût actualisé par l'abattement de long terme (cf. Encadré 1). Sachant qu'à la date 1 la VAC vaut 150, nous pouvons déterminer les dates optimales de lancement qui sont respectivement t = 11 et t = 1.

Peut-on en déduire que la trajectoire «hybride + électrique» optimisée, lancée à la date t = 1, est socialement préférable à la trajectoire «électrique direct» optimisée, lancée à la date t = 11 ?

La réponse est non, car il faut tenir compte des émissions propres à chaque trajectoire optimisée avant la décarbonation complète. L'indicateur DAC ajusté tient précisément compte de ces émissions (cf. Encadré 2). Dans cette illustration numérique, le DAC ajusté de la trajectoire «électrique direct» est inférieur à celui obtenu pour la trajectoire «hybride + électrique», c'est donc la trajectoire optimale parmi les deux considérées (se reporter à la Table 3).

	Notations			
Taux d'actualisation	i	4,5 %	4,5 %	4,5 %
Valeur tutélaire du carbone en année 1 (Hotelling) en €/tCO_2	P_t	150	150	150
Le véhicule	k	**électrique**	**hybride**	**élec/hybride**
Écart du prix achat par rapport à ICE en €	c_{0k}	6500	1700	4800
Durée de vie en années	n	16	16	16
Gain annuel par rapport à ICE en €/an	$-c_{tk}$	150	50	100
Émissions BAU en tCO_2/an	E	1,8	1,8	1,8
Émissions évitées en tCO_2/an	a_k	1,8	0,5	1,3
Coût actualisé sur 16 ans en €	I	4739,07	1113,02	3626,05
Coût équivalent annuel en €/an	$c_k=I(1-i)/(1-(1+i)^{-17})$	403,68	94,81	308,87
Abattement annuel en tCO_2/an	a_k	1,8	0,5	1,3
Coût d'abattement standard en €/tCO_2	c_k/a_k	**224,27**	**189,62**	**237,60**
Date optimale de lancement	s_k	11	7	12

Table 1. L'approche standard du coût d'abattement

Une autre manière d'obtenir ce résultat consiste à revenir à la reformulation de l'analyse coût-bénéfice (cf. section 3). Le coût actualisé total de chaque trajectoire s'obtient en additionnant le coût social actualisé des émissions jusqu'à la décarbonation complète et le coût financier actualisé compte tenu de la date de lancement. Dans la Table 3, on voit que si le coût financier de la trajectoire «hybride + électrique» est inférieur à celui de la trajectoire «électrique direct», c'est l'inverse pour le coût social des émissions. Le coût actualisé total est le plus faible pour la trajectoire optimisée «électrique direct».

En résumé, notre approche consiste à insérer le projet considéré dans une trajectoire de décarbonation cohérente avec l'objectif de neutralité carbone. Cette trajectoire est évaluée d'abord en calculant sa date de lancement optimale (en utilisant le DAC) puis en la comparant avec des trajectoires concurrentes (en utilisant le DAC ajusté). Cette méthode permet de bien concevoir chaque investissement comme un élément d'une trajectoire cohérente avec la transition énergétique et de surmonter plusieurs limites des calculs usuels de coûts d'abattement.

Dans cette illustration numérique, nous avons adopté de nombreuses simplifications, notamment : la règle d'Hotelling, l'absence de l'effet d'expérience et de progrès technique dans l'évolution des coûts futurs, les questions relatives aux actifs échoués, l'incertitude par rapport à l'apparition de nouvelles technologies… Notre approche peut être généralisée et ces considérations peuvent de fait être introduites. L'idée est de repartir du coût total actualisé des trajectoires potentielles et de reformuler les notions de DAC

La trajectoire		**élec. direct**	**hybr. + élec.**
VAC (Hotelling) en €/tCO_2	P_1	150	150
Coût actualisé de 1 à l'infini en €	C_k	8970,76	5548,79
Émissions évitées par an après décarbonation complète en tCO_2/an	a=An(i=0)élec/n	1,80	1,80
Délai avant décarbonation complète	T_k	0	16
Coût d'abattement dynamique (DAC) en €/tCO_2	$DAC_k=iC_k/a$	**224,27**	**138,72**
Date optimale de lancement	s_k	11,00	1,00

Table 2. Calcul du coût d'abattement dynamique

La trajectoire		**élec. direct**	**hybr. + élec.**
Coût d'abattement dynamique (DAC) en €/tCO_2	$DAC_k=iC_k/a$	**224,27**	**138,72**
Date optimale de lancement	s_k	11,00	1,00
Abattements intermédaires avant T_k en tCO_2	A_k	0,00	8,00
DAC ajusté en €/tCO_2	$DAC_k(1+i)^{(T_k-A_k/E)}$	**224,27**	**230,69**
Émissions totales avant décarbonation complète en tCO_2	$(s_k-1+T_k)E-A_k$	18	20,8
Coût environnemental en €	$P_1[(s_k-1+T_k)E-A_k]$	2700	3120
Coût financier compte tenu de la date de lancement en €	$C_k/(1+i)^{(s_k-1)}$	5776,52	5548,79
Coût actualisé total en €		**8476,52**	**8668,79**

Table 3. Calcul du DAC ajusté

et de DAC ajusté en fonction des hypothèses adoptées. Le lecteur intéressé pourra se reporter à notre article [Meunier et Ponssard, 2023]. La section suivante revient sur des applications de la démarche en «vraie grandeur» dans laquelle l'attention est mise sur le rôle de l'effet d'expérience et du progrès technique.

5. Une mise en œuvre en vraie grandeur : le cas des bus urbains

La démarche générale présentée dans la section précédente a émergé progressivement à partir d'une série d'études sur le terrain. Nous explicitons rapidement notre cheminement.

Nous sommes partis de la contradiction suivante : une étude pilotée par McKinsey parue en 2010 [McKinsey, & Company, 2010] analysait favorablement les perspectives du déploiement des véhicules à hydrogène en Allemagne tandis qu'une note de France Stratégie parue en 2014 estimait à 800-1000 €/tCO_2 le coût d'abattement standard du véhicule à hydrogène [Becker, 2014]. Fondamentalement, cette contradiction peut s'exprimer ainsi : le coût d'abattement standard d'une nouvelle technologie calculé au moment de son lancement éventuel est généralement bien plus élevé que la VAC à la date correspondante, ce qui suggère d'attendre, mais son coût va baisser dans le temps au fur et à mesure de son déploiement, ce qui suggère de ne pas attendre.

Dans la littérature économique, il est bien connu que le coût d'abattement pertinent calculé à un instant donné doit intégrer l'impact du progrès technique que la production d'aujourd'hui induira pour la production future [Goulder et Matai, 2000]. En pratique, le calcul est difficile en raison de l'interdépendance des décisions prises à chaque date. Dans l'article publié en 2017 avec Anna Creti et Alena Kotelnikova [Creti et al., 2017], nous avons opérationnalisé ce résultat théorique dans le cas où la trajectoire de production est connue et où le coût moyen bénéficie d'un effet d'apprentissage (baisse du coût moyen selon la production cumulée). Appliqué au scénario McKinsey, réactualisé avec de nouvelles hypothèses établies avec Air Liquide, le coût d'abattement intégrant l'effet d'apprentissage était de l'ordre de 52 €/tCO_2! La question du lancement des véhicules à hydrogène devenait d'actualité… De fait, dans les années récentes, la technologie hydrogène s'est développée ou est en cours de développement dans plusieurs segments de la mobilité (taxis, véhicules utilitaires, bus, poids lourds, trains sur des voies non électrifiées, transport maritime, avions…).

Il est important de noter que dans ce premier article nous ne comparons pas les options les unes avec les autres, mais calculons le DAC d'une trajectoire de déploiement d'une flotte de véhicules à hydrogène. Cela montre que le coût d'abattement standard appliqué à la première unité n'est pas pertinent en présence d'effet d'apprentissage. Les fondements théoriques de ce premier article ont été approfondis (voir [Meunier et Ponssard, 2023]) avec notamment l'élaboration d'un DAC ajusté permettant de comparer différentes options. Ces analyses ont débouché sur une démarche opérationnelle dont nous donnons ici un résumé à travers une récente étude.

Les bus à hydrogène (FCEB pour *Fuel Cell Electric Buses*) se sont développés dans de nombreuses agglomérations en Europe, notamment grâce au soutien de programmes européens successifs depuis le début des années 2000 (pour une analyse de ces programmes, voir [Meunier et al., 2022]). En France, leur déploiement est en cours ou envisagé dans 52 agglomérations et l'Union des groupements d'achats publics (UGAP) envisage un déploiement de l'ordre de 1000 bus à l'horizon 2030[11]. Mais le nombre de FECB en circulation reste très limité par rapport à celui des bus électriques (BEB pour *Battery Electric Buses*)[12]. De fait, le coût total annuel de possession (TCO pour *Total Cost of Ownership*) des FCEB est très largement supérieur à celui des BEB[13]. Si la supériorité de la technologie à batterie par rapport à la technologie hydrogène est maintenant reconnue pour les véhicules légers, la question reste ouverte pour les véhicules lourds, notamment les bus urbains.

D'un point de vue pratique, les FCEB ont un avantage sur les BEB : une autonomie plus

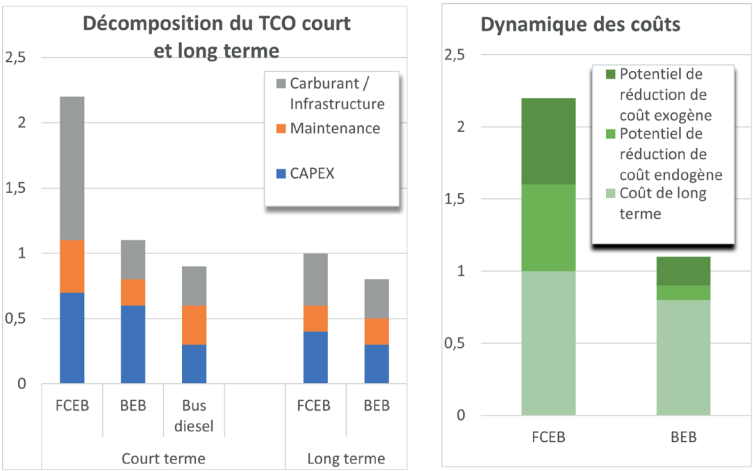
importante notamment pour des trajets sur des reliefs accidentés, ou dans des conditions de températures nécessitant l'usage du chauffage ou de la climatisation. Ils sont donc structurellement plus adaptés à certains types d'usages. En revanche, leur prix d'achat nettement plus élevé fait que pour des usages urbains en centre-ville, les BEB sont plus économiques. Ceci suggère de segmenter le marché en fonction des parcours soit strictement urbains soit dans la grande périphérie de l'agglomération ou, du fait des économies d'échelle au niveau de l'infrastructure, selon le type de l'agglomération considérée (Pau étant *a priori* plus favorable aux FCEB que Montpellier, agglomération qui a récemment fait marche arrière[14]).

En ce qui concerne l'évolution des coûts, il faut tenir compte d'un effet d'apprentissage à condition de se situer à un niveau de marché suffisamment important pour que la production cumulée ait un impact (certainement pas au niveau de l'agglomération, mais sans doute au niveau européen, voire au niveau mondial). Il faut aussi tenir compte du fait que certains composants sont communs avec d'autres véhicules ou d'autres usages hors mobilité (par exemple les piles à combustible, les réservoirs… pour les FCEB, et les batteries… pour les BEB). Ceci suggère d'introduire, d'une part, un effet d'apprentissage lié à la production cumulée sur le marché considéré et, d'autre part, un progrès technique exogène qui dépend de la date calendaire et donc des avancées générales indépendantes de ce segment.

Dans l'article de Kasser et al. [2024], on étudie les meilleures trajectoires de déploiement pour les FCEB et les BEB sur le marché des bus urbains au niveau européen (estimé à 12 000 mises sur le marché par an) sachant que ce marché est *a priori* segmenté en un marché principal et un marché de niche pour 80 % et 20 % respectivement. Sur le marché de niche, l'avantage structurel des FCEB sera traduit par un surcoût pour les BEB par rapport à leur coût sur le marché principal. Par hypothèse, on considère que les technologies FCEB et BEB sont des technologies propres (on a compensé les émissions résiduelles sur le cycle de vie par des actions correspondantes) substituables aux bus diesel (BAU) et on laisse de côté le rôle intermédiaire de technologies partiellement décarbonées (par exemple à partir du GNL). La question est de savoir laquelle des deux technologies propres va s'imposer à terme. La démarche est celle exposée dans la section précédente : la minimisation du coût total actualisé défini comme la somme du coût social des émissions jusqu'à la décarbonation complète de la trajectoire considérée et du surcoût financier

Coût annuel de possession (TCO) 2020	**Diesel**	**FCEB**	**BEB**
Capital immobilisé (€/km) CAPEX	**0,3**	**0,7**	**0,6**
Prix d'achat (€)	250 000	500 000	450 000
Km/an	50 000	50 000	50 000
Durée de vie (an)	15	15	15
Maintenance (€/km)	**0,3**	**0,4**	**0,2**
Carburant et infrastructure (€/km) hors taxes	**0,3**	**1,1**	**0,3**
Fuel (€/l, kg H_2, kWh)	0,8	8,0	0,10
Infrastructure (€/l, kg H_2, kWh)	-	5,0	0,05
Prix à la pompe (€/l, kg H_2, kWh)	0,8	13,0	0,15
Consommation (litre, kg H_2, kWh pour 100 km)	46,0	9,0	160,0
Total	**0,9**	**2,2**	**1,1**

Table 4. Le coût annuel de possession (TCO) pour les trois technologies en 2020 : diesel, FCEB et BEB



Principales hypothèses :

- **Hydrogène :**
  - $LCOH_2$: 8 à 4 €/kg
  - Infrastructure: 5 à 3 €/kg
  - Prix à la pompe: 13 à 7 €/kg
- **Pile à combustible :**
  - FCEB: 120 kW (12m bus)
  - Coûts: de 900 €/kW à 300 €/kW
- **Batterie :**
  - Capacité: 100 kWh (FCEB) vs 300 kWh (BEB)
- **Prix électricité :** de 100€/MWh à 150€/MWh

Figure 2. TCO court terme versus long terme et effets dynamiques dus au progrès technique et à l'apprentissage pour FCEB et BEB

de la substitution des bus diesel par des FCEB ou des BEB.

Nous allons décrire les principales hypothèses du modèle et discuter les résultats. La Table 4 donne les coûts annuels de possession (TCO) en 2020 en euros par kilomètre. Ils ont été établis en décomposant celui-ci en un prix d'achat, annualisé sur une durée de vie de 15 ans pour un kilométrage annuel de 50 000 km, un coût d'entretien et un coût de carburant incluant le coût de l'infrastructure correspondante[15].

Les impacts respectifs de l'effet d'expérience et du progrès technique dans la baisse à long terme des TCO de 2020 pour les FCEB et BEB sont pris en compte de la manière suivante. On estime une cible à long terme sur la base de publications professionnelles, soit 1,0 €/km pour les FECB et 0,8 €/km pour les BEB, puis on modélise la baisse soit par un effet d'expérience soit par un effet de progrès technique exogène. La Figure 2 explicite le calibrage. Pour les FCEB, la baisse est attribuée également à ces deux facteurs alors que pour les BEB elle est attribuée pour un tiers à l'effet d'apprentissage et pour deux tiers au progrès technique exogène[16]. Par ailleurs, le surcoût des BEB sur le marché de niche est estimé à 0,4 €/km à partir de différentes options pour augmenter leur autonomie (utilisation de deux BEB, batterie plus puissante, mise en place de sites de recharge rapide le long du parcours). Le TCO de long terme des BEB sur la niche est donc supérieur à celui des FCEB, respectivement 0,8 + 0,4 = 1,2 €/km versus 1,0 €/km; en revanche, c'est l'inverse en 2020, respectivement 1,1 + 0,4 = 1,5 €/km versus 2,2 €/km. La question est donc de savoir si l'avantage de long terme des FCEB sera suffisant pour compenser le handicap de court terme. Il est important de noter que pour les BEB c'est la production totale sur l'ensemble du marché qui est prise en compte dans l'effet d'apprentissage alors que pour les FCEB, seule importe la taille de la niche. Si la taille de la niche diminue, le rythme de production cumulée des FCEB diminue, alors qu'il n'y aura pas d'impact pour le rythme de production des BEB.

Portons-nous maintenant sur le coût social des émissions. Le taux d'actualisation retenu est de 4,5 %. La VAC suit la règle d'Hotelling avec pour valeur de départ en 2020 160 €/tCO_2. Le coût social des émissions d'un bus diesel en 2020 est estimé à 0,15 €/km[17]. Ce coût augmente au taux annuel de 4,5 %. On tient aussi compte d'une externalité locale pour les bus diesel (émissions de NOx et de particules fines), chiffrée à 0,2 €/km[18]. La valeur de cette externalité est supposée

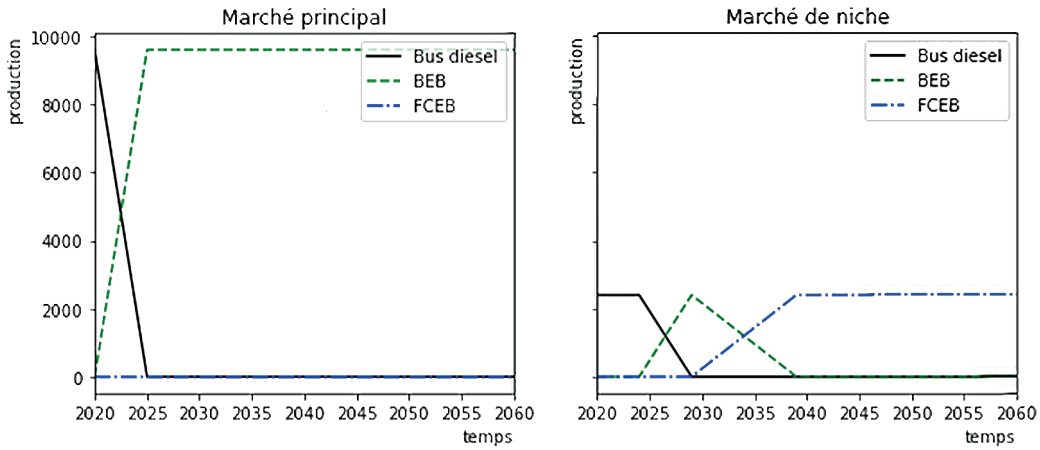


Figure 3. Les trajectoires optimales sur le marché principal et sur le marché de niche

constante dans le temps. Dans ces conditions, au TCO financier d'un bus diesel, 0,9 €/km en 2020, il faut ajouter un coût social de 0,35 € soit 1,25 €/km. Rappelons que nous avons fait l'hypothèse que les BEB et les FCEB sont des technologies propres. Comme le TCO des BEB en 2020 est de 1,1 €/km, nos hypothèses conduisent au déploiement dès 2020 des BEB sur le marché principal mais la question de la technologie à déployer sur le marché de niche reste ouverte.

Par souci de réalisme, on tient compte d'une certaine inertie dans le déploiement des BEB et des FCEB, notamment pour des raisons de mise en place des infrastructures, soit une montée en puissance qui s'étale sur 5 ans pour les BEB et sur 10 ans pour les FCEB. Par ailleurs, nous supposons que la structure d'âge du parc de bus est uniforme, tous les ans le flux des mises en service correspond au flux des mises au rebut après 15 ans de fonctionnement : la structure d'âge reste identique dans le temps et il n'est pas nécessaire d'introduire la durée de vie des bus dans le modèle. Cette hypothèse devrait être revue si une réglementation imposait d'exclure les bus diesel par exemple à partir de 2025. Il faudrait alors prendre en compte les actifs échoués et la structure d'âge ne serait plus uniforme.

La meilleure trajectoire a les caractéristiques suivantes[19] :

- Les BEB sont lancés dès 2020 sur le marché principal ;
- Sur le marché de niche, on a intérêt à commencer par substituer les bus diesel par des BEB, ceci à partir de 2025, la substitution est complète en 2031 ;
- À partir de 2030, on a intérêt à substituer les BEB par des FCEB, la substitution est complète en 2040 ;
- Le coût actualisé total de cette trajectoire est de 34,8 milliards d'euros (B€), se décomposant en 5,1 B€ pour le coût social des émissions et 29,7 B€ pour le surcoût financier associé à la mise en place des technologies propres (BEB et FCEB) par rapport à la technologie polluante (BAU avec les bus diesel).

La trajectoire est illustrée graphiquement dans la Figure 3. Notre modèle conclut donc à l'existence d'une niche pour les FCEB, mais avec un déploiement qui ne devrait intervenir qu'à l'horizon 2030 et non pas dès 2020. Cette conclusion va dans le sens du démarrage assez lent constaté dans les faits.

Il est possible de définir les instruments de politique publique permettant la réalisation de cette trajectoire par le marché. À supposer qu'il y ait suffisamment d'entreprises en concurrence sur chaque technologie propre, leur prix de vente sera égal au coût marginal, ou encore au coût moyen puisque la fonction de coût retenue est linéaire. Dans ces conditions, à la taxe carbone qui va pénaliser les bus diesel, il faut accorder une subvention aux technologies propres pour intégrer l'effet d'apprentissage. Cette subvention n'a lieu d'être que sur le marché de niche, en effet sur le marché principal les BEB sont compétitifs avec des bus diesel soumis à la taxe carbone. Voyons ce qui se passe sur le marché de niche. Sur les Figures 4 et 5, on a représenté l'évolution dans le temps, d'une part, des coûts moyens des trois technologies (y compris la taxe carbone pour le bus diesel) et, d'autre part, des niveaux optimaux de la taxe et des subventions aux BEB et aux FCEB.

L'impact relatif de l'effet d'apprentissage et du progrès technique exogène est particulièrement frappant sur la courbe du coût des FCEB. Jusqu'en 2030, la baisse est uniquement due au progrès technique exogène ; après 2030, avec une mise en production croissante, elle s'accélère en

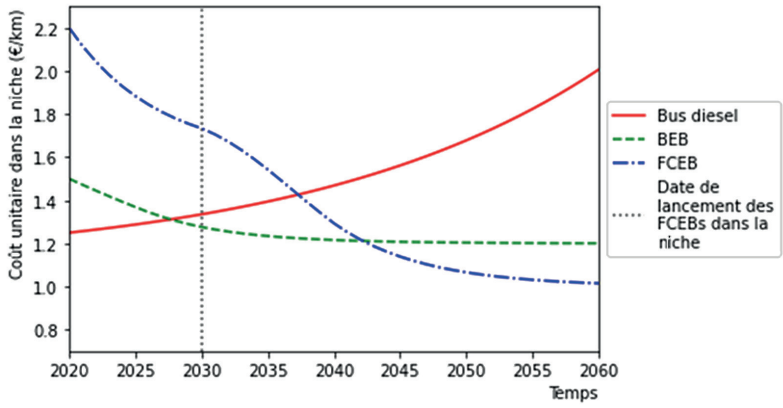


Figure 4. Évolution des coûts moyens pour les bus diesel (avec la taxe carbone), les BEB et les FCEB

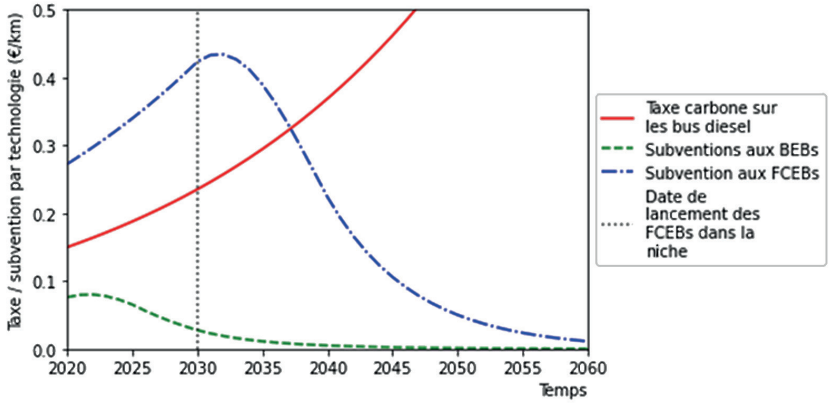


Figure 5. Évolution de la taxe carbone pour les bus diesel et des subventions pour les BEB et les FCEB

raison de l'effet d'apprentissage ; après 2040, le coût moyen tend progressivement vers le coût de long terme. Pour les BEB, la convergence vers le coût moyen est plus rapide, du fait de la production sur le marché principal et de l'importance moindre de l'effet d'apprentissage.

D'un point de vue théorique, la subvention à une technologie émergente doit augmenter jusqu'à la date à laquelle elle va déclencher le lancement, puis diminuer puisqu'une partie de l'effet d'expérience est déjà engrangée. La subvention aux FCEB augmente bien jusqu'en 2030, date à laquelle elle atteint un niveau suffisant pour que la production des FCEV soit engagée, puis elle baisse au fur et à mesure que le déploiement progresse. La subvention aux BEB va baisser dès 2021, leur déploiement ayant commencé en 2020.

Pour tester la robustesse du résultat obtenu, commençons par mettre en évidence le rôle des hypothèses quant à l'effet d'expérience et au progrès technique exogène. La Figure 6 décrit les trajectoires optimales sur le marché de niche dans trois cas extrêmes :

- Avec aucune baisse des TCO dans le temps, l'avantage de court terme des BEB perdure, cependant leur lancement est reporté de 2025 à 2040 ; il n'y a pas de niche pour les FCEB ;

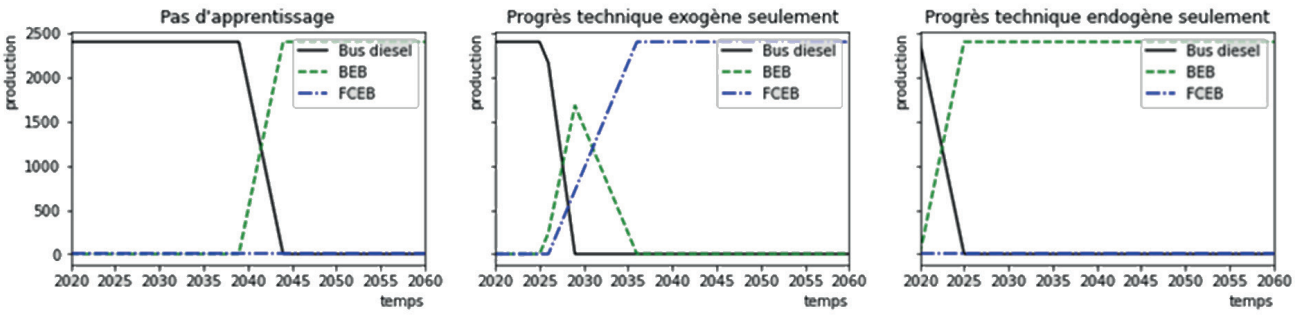


Figure 6. Les trajectoires selon différentes hypothèses : pas d'effets dynamiques, progrès technique seul, apprentissage seul

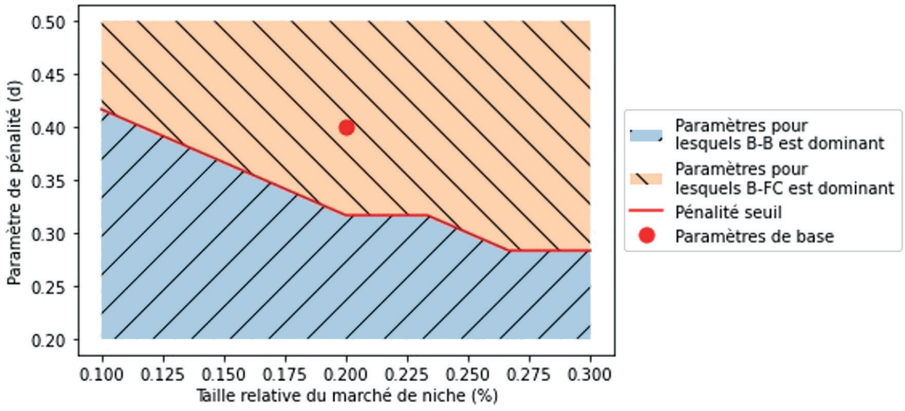


Figure 7. Étude de sensibilité sur la taille de la niche et la pénalité structurelle des BEB sur la niche

- Avec une baisse uniquement due au progrès technique exogène, les BEB sont lancés en 2026 et les FCEB en 2027 ; à partir de 2029, la production de BEB baisse et s'annule en 2036, date à laquelle les FCEB occupent tout le marché de niche ;

- Avec une baisse uniquement due à l'effet d'apprentissage, les BEB sont lancés dès 2021 (au lieu de 2025) et occupent définitivement tout le marché en 2026 ; il n'y a pas de niche pour les FCEB, malgré l'écart des TCO à long terme, l'effet d'apprentissage est insuffisant pour combler le handicap de court terme.

On constate que c'est la combinaison des deux effets qui justifie l'existence de la niche pour les FCEB. Leur calibrage respectif apparaît comme un premier paramètre critique du modèle.

Une deuxième étude de sensibilité porte sur la taille de la niche et la pénalité de coût des BEB sur cette niche. Comme ces deux paramètres seront en pratique dépendants l'un de l'autre, il est intéressant d'étudier simultanément l'impact de variations autour des valeurs retenues. L'existence de la niche pour les FCEB est visualisée Figure 7, le point rouge représentant le calibrage retenu. Pour chaque taille de la niche, on détermine la pénalité seuil en deçà de laquelle les FCEB disparaissent de la trajectoire optimale. La courbe correspondante est décroissante : plus la taille de la niche est élevée, plus l'effet d'apprentissage compense une pénalité de coût plus faible. Le calibrage taille de la niche versus pénalité apparaît donc comme un deuxième paramètre critique.

Cette étude permet de caractériser les conditions d'existence d'une niche pour les FCEB sur un segment de marché sur lequel ils disposent d'un avantage structurel par rapport aux BEB du fait d'une plus grande autonomie : un plus grand effet d'apprentissage pour compenser l'écart de coût annuel de possession défavorable au départ, et à condition que le segment considéré soit suffisant pour que la production cumulée croisse assez vite pour que l'effet d'expérience puisse s'exercer. Mais aussi que le progrès technique sur les batteries ne vienne pas trop réduire le handicap structurel des BEB ; or le progrès technique sur les batteries va certainement bénéficier d'une base industrielle plus importante que celle dont bénéficieront les FCEB. En identifiant le rôle critique de ces différents paramètres, l'étude met en évidence les pistes qui nous paraissent les plus importantes à tester pour bien cerner la robustesse des résultats obtenus.

Il est intéressant de contraster notre approche avec celle qui s'appuierait sur le coût d'abattement standard. La trajectoire optimale génère des coûts moyens à chaque date, coûts qui dépendent des différents paramètres retenus dans la modélisation, notamment de l'effet d'expérience. Des coûts moyens (TCO), on peut déduire les coûts d'abattement standards aux dates correspondantes (cf. Table 5).

Année	2020	2025	2030	2040	2050
VAC €/tCO_2	160	200	250	393	617
TCO bus diesel y.c. pollution locale €/km	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
TCO BEB sur marché principal €/km	1,1	0,97	0,87	0,81	0,80
Coût abattement BEB sur le marché principal €/tCO_2	0	-145	-248	-315	-329
TCO BEB sur le marché de niche €/km	1,5	1,37	1,27	1,21	1,20
Coût abattement BEB sur le marché de niche €/tCO_2	444	298	195	128	115
TCO FCEB sur le marché de niche €/km	2,2	1,88	1,73	1,29	1,06
Coût abattement FCEB sur le marché de niche €/tCO_2	1 222	870	704	214	-38

Table 5. Les coûts d'abattements standards des BEB et FCEB sur les deux marchés à différentes dates

C'est ce type de table qu'on trouve dans de nombreux rapports sur la transition énergétique dans les transports, soit pour les TCO, soit aussi pour les coûts d'abattement issus des TCO, ceci à différentes dates (voir par exemple [Neuhausen et al., 2020, page 21], ou [Criqui, 2021, Partie 2 Transports, page 11][20]). Dans notre approche, les TCO sont calculés sur la base de la trajectoire optimale, il y a donc une interdépendance entre les TCO et la trajectoire retenue, interdépendance justifiée par l'effet d'expérience. Tout dépend bien entendu du périmètre de l'étude. Ici on s'intéresse au marché européen du bus urbain, et la prise en compte de cet effet nous paraît justifiée. Cela devrait aussi être le cas si on s'intéresse à l'évaluation d'une politique industrielle et aux impacts de ses effets d'entraînement sur la trajectoire de transition. Par ailleurs, on retrouve le résultat général selon lequel la trajectoire optimale de substitution est avancée par rapport à celle qui s'appuierait sur les coûts d'abattement standards (sur la Figure 4 on voit que cette dernière conduirait à lancer, sur le marché de niche, les BEB en 2028 et les FCEB en 2042 au lieu respectivement de 2025 et 2030).

6. En quoi cette approche est-elle pertinente et quelles sont ses limites ?

Le fait de poser le problème de la décarbonation dans le cadre de la ZEN conduit à une reformulation majeure pour mener une analyse coût-bénéfice. Cette reformulation permet de définir des indicateurs de coût d'abattement pertinents pour l'évaluation de trajectoires. Dans une première étape, il convient de déterminer la date optimale de lancement d'une trajectoire en utilisant le coût d'abattement dynamique. Cet indicateur se calcule comme le coût marginal du décalage dans le temps de la décarbonation de cette trajectoire. Noter que la date optimale de lancement ne dépend pas des abattements intermédiaires, mais que ceux-ci interviennent dans la comparaison entre les trajectoires. Le coût d'abattement dynamique ajusté prend en compte ces abattements intermédiaires. La pertinence de cette démarche a été illustrée à travers un exemple numérique, exemple qui a permis de souligner les limites des indicateurs traditionnels de coût d'abattement à travers le phénomène du *lock-in* résultant de l'inertie due à la mise en place d'une technologie partiellement carbonée. Le résumé d'une étude récente portant sur la comparaison de nouvelles technologies a montré comment cette approche permettait d'introduire les effets dynamiques dans les coûts futurs, effet d'expérience et progrès technique, qui sont des facteurs majeurs à prendre en compte pour évaluer les technologies émergentes.

Terminons cet article par quelques réflexions sur les précautions à prendre lors d'une telle application.

- La stratégie *business as usual* joue un rôle de référence pour déterminer la date optimale de lancement d'une trajectoire de décarbonation pour une nouvelle technologie ; il convient de prendre en compte que le BAU peut nécessiter des investissements futurs et des opérations de maintenance, éventuellement le déclassement d'actifs ; le cas échéant, ces éléments devront être introduits dans l'analyse.

- Le fait de passer de l'analyse d'un projet sur une durée finie à une trajectoire de décarbonation permanente permet de prendre en compte l'évolution dynamique des coûts, mais la quantification de ces effets s'appuie en général sur des données passées, qui sont difficiles à extrapoler ; or les résultats peuvent être très sensibles aux paramètres retenus.

- Dans de nombreux cas, il existe deux sources de baisses de coût : l'effet d'expérience et le progrès technique exogène. La diffusion du progrès technique peut venir du secteur considéré, mais aussi d'autres secteurs ; il faut alors enrichir l'analyse en intégrant ces aspects intersectoriels ; l'approche locale pourra alors rejoindre l'approche globale d'autant plus que ces dernières tendent à devenir plus transparentes et modulaires (voir par exemple le modèle Markal développé par l'IEA[21]).

- Le raisonnement s'est fait sans s'intéresser aux conséquences en termes de marché ; si les coûts augmentent, on peut s'attendre à un impact sur les prix et sur les quantités vendues ;

il conviendrait d'introduire une fonction de demande et la structure de marché associée (avec éventuellement une concurrence imparfaite) ; là encore, on pourra enrichir le modèle.

- On peut considérer que des calculs faits sur des horizons très longs n'ont pas beaucoup de crédibilité ; plutôt que d'évaluer des scénarios probabilistes, notre idée serait plutôt de définir une cible déterministe intermédiaire cohérente avec l'objectif de la ZEN, et de réactualiser la trajectoire en fonction des réalisations successives en s'assurant que la cible intermédiaire reste crédible. D'autres approches, notamment en termes d'options, peuvent aussi permettre d'appréhender l'impact de l'incertitude dans le choix de trajectoires de décarbonation, par exemple à travers la constitution de portefeuilles d'activités.

- Notre discussion sur la politique publique permettant de décentraliser la trajectoire optimale pour le cas des bus urbains nécessiterait d'être approfondie dans plusieurs directions. Noter par exemple que la politique de subventions que nous avons identifiée doit être en mesure de différencier les subventions accordées aux BEB en fonction du segment de marché sur lequel ils sont déployés[22]. Par ailleurs, toujours dans le cas du marché européen des bus urbains, sa mise en œuvre requiert une coordination qui n'a rien d'évident entre différents niveaux de juridiction allant de l'agglomération, à la région, à l'État, jusqu'au niveau européen[23].

Enfin, il faut noter que si dans cette note on s'est focalisé sur la décarbonation, d'autres enjeux sont importants à prendre en compte dans les politiques à mettre en œuvre : au premier titre celui de l'équité, c'est-à-dire de la répartition des efforts, et de leur financement, au sein des populations concernées. Un autre enjeu concerne la préservation de la biodiversité. Ces enjeux sont essentiels à prendre en compte pour que la mise en œuvre ne se heurte pas à des rejets violents. L'évolution récente du contexte politique dans plusieurs pays européens pourrait conduire à une pause, voire un ralentissement, des plans de transition adoptés sur la base de modèles technico-économiques trop limités.

Notes

1. Cette note a bénéficié d'échanges dans le cadre de l'écriture du rapport «Mettre en œuvre la transition énergétique? Les enjeux de planification et de politique industrielle» de Dominique Bureau, Yann Chazal, Elodie Le Cadre-Loret, Matthieu Petiteville (rapporteur), Jean-Pierre Ponssard, Jean-Michel Trochet et Murès Zarea, sous l'égide de la chaire Énergie et Prospérité (Fondation du Risque, ADEME, Caisse des Dépôts et Consignations, ENGIE, Renault) et la chaire Développement durable (École polytechnique-EDF), en collaboration avec l'Association nationale de la recherche et de la technologie (ANRT), représentée par Clarisse Angelier et Olivier Appert (avril 2023).

2. Le modèle DICE, *Dynamic Integrated model of Climate and Economy*, a été développé par Nordhaus. Pour une présentation, voir : https://www.nber.org/reporter/2017number3/integrated-assessment-models-climate-change.

3. La VAC ainsi définie diffère du «coût social du carbone» qui est égal à la somme actualisée des pertes engendrées par une tonne de CO_2 additionnelle. Si le budget carbone choisi est optimal, alors la VAC, qui permet de satisfaire ce budget carbone, doit être proche du coût social du carbone.

4. Voir par exemple l'analyse du projet de décarbonation du port de Rotterdam présentée dans [Lak, 2019].

5. Voir par exemple l'analyse de la décarbonation d'un campus américain par [Hammerschlag LLC, 2020], ou celle d'un acteur européen du secteur automobile par [McKinsey & Company, 2021].

6. Le lecteur peut parcourir rapidement cette section et y revenir plus tard.

7. Dans la suite de la note, certains acronymes correspondent à des appellations utilisées dans la littérature anglo-saxonne.

8. S'il existe des réflexions utiles pour résoudre cette question, par exemple en s'interrogeant sur la permanence

de l'avantage concurrentiel procuré par l'investissement, nous sommes ici confrontés à une situation inédite.

9. Voir [Charmaison, 2022] et [de Montchenu et al., 2022] dans *La Revue de l'Énergie* pour des applications de cette méthodologie.

10. Dans la mise en œuvre complète de cette approche, on doit considérer des trajectoires dans lesquelles les renouvellements sont faits soit avant soit après la fin de vie physique des équipements (voir [Sadighi et al., 2023], pour cette mise en œuvre).

11. On peut suivre l'actualité dans la lettre d'information de la mobilité hydrogène.

12. Respectivement 500 pour les FCEB en 2019 et 600 000 en 2020 pour les BEB selon les rapports de l'AIE, 2019 et 2021.

13. Voir par exemple [ADEME, 2018] et [Carbone 4, 2020].

14. Voir https://www.h2-mobile.fr/actus/pourquoi-montpellier-abandonne-bus-hydrogene/.

15. Pour une présentation détaillée des sources voir l'article cité, [Kasser et al., 2024].

16. Les fonctions de coûts ont la forme : $(\underline{c}+c_{endo}e^{-\lambda Xt}+c_{exo}e^{-\mu t})x_t$ où x_t est la quantité produite à la période t, Xt la production cumulée précédente, $\underline{c}$ le TCO de long terme, et les c_i les potentiels de réduction de coûts endogène et exogène.

17. Les émissions «*tank-to-wheel*» des bus diesel en zone urbaine sont estimées à 0,09 tCO_2 aux 100 km soit un coût de 0,15 €/km [ADEME et Scania, 2018].

18. On reprend les valeurs estimées dans le rapport [Quinet, 2013].

19. Le modèle correspond à une vision agrégée du marché au niveau européen, ce qui explique qu'on ne tienne pas compte des durées de vie des équipements, ou d'actifs échoués si on était amené à remplacer un bus avant la fin de sa durée de vie. On suppose implicitement qu'il y aura un décalage temporaire dans les lancements des nouvelles technologies entre les différentes agglomérations.

20. La métrique retenue dans le rapport Criqui est celle du coût d'abattement en budget carbone (cf. section 3).

21. https://iea-etsap.org/index.php/etsap-tools/model-generators/times.

22. L'article de Zhou et Li [2018] explore différentes politiques de subventions pour les véhicules électriques dans les villes nord-américaines. Il montre l'intérêt à différencier le niveau de subventions en fonction de la capacité des villes à maintenir un parc de manière pérenne lorsque les subventions disparaîtront, par exemple selon la taille et les caractéristiques socioprofessionnelles de leur population.

23. Voir [Meunier et al., 2022], pour une analyse de la politique européenne de soutien aux FCEB à travers différents programmes depuis le début des années 2000.

Remerciements

Les auteurs remercient très vivement les relecteurs de la revue pour leurs commentaires détaillés et leurs suggestions sur une première version.

Références

ADEME, 2018. Panorama et évaluation des différentes filières d'autobus urbains, https://librairie.ademe.fr/mobilite-et-transport/882-panorama-et-evaluation-des-differentes-filieres-d-autobus-urbains.html.

ADEME et Scania, 2018. Mesures des émissions de polluants des autocars Euro 6 au gaz naturel, à l'éthanol et au diesel, https://www.scania.com/content/dam/scanianoe/market/fr/experience-scania/images-communiques/2018/conference-presse-annuelle/5-norme-euro-6-ademe-scania.pdf.

Baker, E.D., Khatami, S.N, 2019. The levelized cost of carbon: a practical, if imperfect, method to compare CO_2 abatement projects, *Climate Policy* 19(9): 1132-1143.

Bureau, D., Quinet, A., Schubert, K., 2021. Benefit cost analysis for climate action, *Journal of Benefit-Cost Analysis*, 12-3, autumn, 494-517.

Carbone 4, 2020. Transport routier : quelles motorisations alternatives pour le climat?, https://www.carbone4.com/files/wp-content/uploads/2020/12/Transport-Routier-Motorisations-Alternatives-Publication-Carbone-4.pdf.

Charmaison, B., 2022. «Comment estimer les coûts de production de l'hydrogène bas carbone», *La Revue de l'Énergie*, n° 663, juillet-août, 29-42.

Criqui, P., 2021. Les coûts d'abattement Partie 1 – Méthodologie, Rapport de la Commission présidée par Patrick Criqui, France Stratégie.

Criqui, P., 2023. «L'évaluation des coûts d'abattement des émissions en France», *La Revue de l'Énergie*, n° 667, juillet-août, 30-48.

Commission Quinet, 2013. L'évaluation socioéconomique des investissements publics, septembre, 80-83, France Stratégie.

Commission Quinet, 2019. La valeur de l'action pour le climat, Une valeur tutélaire du carbone pour évaluer les investissements et les politiques publiques, février, France Stratégie.

Friedmann, J., Fan, Z., Byrum, Z., Ochu, E., Bhardwaj, A., Sheerazi, H., 2020. Levelized cost of carbon abatement: An improved cost-assessment methodology for a net-zero emissions world, SIPA Center on Global Energy Policy: Columbia University New York, NY, USA.

GIEC, 2018. Special Report on Global Warming of 1.5 °C, October 2018, chapter 2, p. 152.

Gillingham, K., Stock, J.H., 2018. The cost of reducing greenhouse gas emissions, *Journal of Economic Perspectives* 32(4): 53-72.

Goulder, L.H., Mathai, K., 2000. Optimal CO_2 abatement in the presence of induced technological change, *Journal of Environmental Economics and Management* 39(1): 1-38.

Grubb, M., Hourcade, J.-C., Neuhoff, K., 2014. *Planetary Economics: energy, climate change and the three domains of sustainable development*, Routledge.

Hammerschlag LLC, 2020. MACC for the three combined campuses of the University of Washington, https://www.hammerschlag.llc/marginal-abatement-cost-curves/.

Hourcade, J.-C., Tankov, P., Voisin, S., Ghersi, F., Lefèvre, J., 2021. «Les modèles intégrés économie-climat : quels usages pour quelles décisions?», *Opinions & Débats*, (23), 16-42.

Kasser, A., Loret, E.L.C., Meunier, G., Ponssard, J.-P., Zarea, M., 2024. Decarbonization with induced technical change: Exploring the niche potential of hydrogen in heavy transportation, *Journal of Cleaner Production* 437, 140743, https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.140743.

Lak, S., 2019. Blue hydrogen as accelerator and pioneer for energy transition in the industry, H-vision, Feasibility study report.

McKinsey & Company, 2010. Portfolio of powertrains for Europe: a fact-based analysis.

McKinsey & Company, 2021. Net zero or bust: Beating the abatement cost curve for growth, april, page 3.

de Montchenu, P., Trochet, J.-M., Dassa, F. 2022. «Le photovoltaïque "en base" – Où dans le monde, quand, comment?», *La Revue de l'Énergie*, n° 663, juillet-août, 43-70.

Meunier, G., Moulin, L., Ponssard, J.-P., 2022. Why local initiatives for the energy transition should coordinate: The case of cities for fuel cell buses in Europe. *Revue d'Économie industrielle*, vol. 2, n° 178-179, 21-54.

Meunier, G., Ponssard, J.-P., 2023. Extending the limits of the abatement cost, Working Paper disponible sur le site de la chaire Énergie et Prospérité.

Neuhausen, J., Foltz, C., Rose, P., Andre, F., 2020. Making zero-emission trucking a reality. Truck study 2020: Routes to decarbonizing commercial vehicles. Strategy&. Part of the PwC network.

Pottier, A., 2016. *Comment les économistes réchauffent la planète*, Éditions du Seuil.

Sadighi M., Le Cadre Poret, E., Ponssard, J.-P., Sanin, M.E., Zarea, M., 2023. Extending Cost-Benefit Analysis for Pilot Projects Application to the Container Glass Industry in France. Working Paper chaire Énergie et Prospérité (en cours).

Schubert, K., 2008. La valeur du carbone : niveau initial et profil temporel optimaux. La valeur tutélaire du carbone, Centre d'Analyse Stratégique, 2, 195-210.

Zhou, Y., Li, S., 2018. Technology adoption and critical mass: the case of the US electric vehicle market, *Journal of Industrial Economics* 66 (2), 423-480.

Biographies

Guy Meunier est directeur de recherche à l'INRAE (UMR Paris-Saclay Applied Economics) et professeur chargé de cours au département économie de l'École polytechnique. Il coordonne l'axe de recherche Politiques sectorielles de la chaire Énergie et Prospérité.

Jean-Pierre Ponssard est directeur de recherche émérite au CNRS (UMR CREST ENSAE-École polytechnique). Il a créé la chaire Énergie et Prospérité en 2015.

À lire également dans *La Revue de l'Énergie*

- Transition(s) 2050 – enseignements énergétiques pour la neutralité carbone, *Eric Vidalenc, David Marchal, Jean-Michel Parrouffe (n° 662, mai-juin 2022)*
- L'évaluation des coûts d'abattement des émissions en France, *Patrick Criqui (n° 667, juillet-août 2023)*

À retrouver sur **www.larevuedelenergie.com**.